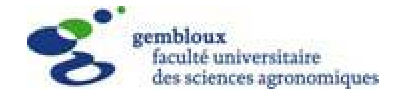
Institut National de Recherche
en Génie Rural, Eaux et Forêts, Tunis



Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux



Proceedings des actes du Séminaire International (Tunis 24-25 Septembre 2003)

Réutilisation des eaux usées traitées et des sous-produits de l'épuration :

Optimisation, Valorisation & Durabilité

Edité par :
F. Chenini (INRGREF – TUNISIE)
D. Xanthoulis (FUSAGX – BELGIQUE)
B. Soudi (IAV- HASSEN II – MAROC)

Février 2005

Sommaire

Préface

L'eau usée traitée représente une eau renouvelable non conventionnelle, qui est une ressource bon marché pour l'agriculture. Cependant, en raison de la nature variable de la composition de cette eau (sa charge en constituants minéraux, organiques et biologiques); sa réutilisation doit être gérée soigneusement, surveillée et contrôlée par des spécialistes afin de vérifier les risques et menaces potentiels sur le sol, l'eau, les récoltes, ainsi que sur l'environnement dans son ensemble.

En Tunisie, l'exploitation des ressources non conventionnelles, dont les eaux usées traitées, figure parmi les orientations de la stratégie nationale de mobilisation des ressources en eaux.

Même si les eaux usées traitées ne comptent que pour près de 5% des ressources disponibles, elles présentent l'avantage de la stabilité par rapport à celles liées à la pluviométrie. En outre, sur le plan environnemental, leur mobilisation évite des impacts résiduels liés aux rejets dans les différents milieux récepteurs et contribue ainsi à la préservation de l'environnement. La réutilisation des eaux usées épurées revêt ainsi une importance particulière du fait qu'elle affecte trois secteurs de l'économie nationale : le tourisme, l'agriculture et la pêche.

Le secteur de l'assainissement a connu depuis plus de 25 ans un développement continu qui a permis la mise en place d'un parc de stations d'épuration important. A la fin de l'année 2002. 61 stations d'épuration étaient en service et ont produit plus de 156 millions de m^3 d'eaux traitées. Le parc de stations d'épuration est appelé à évoluer pour atteindre 135 stations d'épuration en 2006 produisant un volume de plus de 200 millions de m^3 d'eaux traitées et avoisinera 250 M m^3 vers 2010.

La Tunisie a une expérience dans la réutilisation des eaux usées traitées qui remonte aux années 60. Cette expérience s'est consolidée au fil des années avec l'accroissement du nombre des stations d'épuration. Cependant, si le ratio d'épuration a évolué de façon satisfaisante pour réduire les rejets d'eaux brutes dans le milieu naturel, celui de la réutilisation n'évolue pas à la célérité voulue. A la fin de l'année 2002, un peu moins de 19% des EUT étaient réutilisées en agriculture (irrigation fourragère, industrielle, forestière …), pour les besoins du tourisme (terrains de golf, jardins d'hôtels) et en milieu urbain (irrigation des espaces verts).

L'utilisation de l'eau usée épurée, au-delà de leurs effets positifs, peuvent également avoir des impacts défavorables sur la santé publique et l'environnement, en fonction principalement des caractéristiques de l'eau épurée, du degré d'épuration et de la méthode et lieu d'utilisation. La pollution du sol, des eaux souterraines et de surface sont parmi les contraintes potentielles les plus importantes de l'utilisation d'eau usée traitée. Cependant, du point de vue scientifique, la planification rigoureuse et la gestion efficace des régimes d'irrigation ou de fertilisation peuvent réduire au minimum ces inconvénients à un niveau d'effets environnementaux insignifiants. Pour cette raison, il est important de fournir aux agriculteurs l'information requise pour les aider à améliorer la gestion de l'eau usée traitée utilisée pour l'irrigation et la fertilisation.

Une expérience considérable a été acquise et accumulée depuis plusieurs années au travers de projets de recherche-développement et de transfert de technologie financés par diverses coopérations (coopération belge, européenne,…). Les principaux travaux réalisés ont permis de préciser l'optimisation, la valorisation et la durabilité de la réutilisation de ces ressources non conventionnelles en agriculture irriguée. Toutefois certaines questions d'ordre agronomique et sanitaire demandent à être maîtrisées afin de prévenir les risques de pollution et de contamination qui peuvent limiter leur utilisation à grande échelle et à long terme.

Ce séminaire se propose de présenter, discuter et vulgariser ces résultats aux chercheurs, ingénieurs et techniciens pour l'encadrement des agriculteurs.

Ce séminaire se veut apporter une aide à l'amélioration de l'utilisation de l'eau usée traitée en irrigation, dans l'optique d'une utilisation comportant un risque sanitaire minimum et une protection environnementale maximale.

Recommandations du Séminaire International « Réutilisation des Eaux Usées Traitées et des Sous – produits : Optimisation – Valorisation et Durabilité »

Le séminaire international sur la réutilisation des eaux usées traitées et des sous-produits de l'épuration s'est déroulé à Tunis le 24 et 25 septembre 2003 avec à ses marges la tenue d'un workshop Maghrébin sur le même thème qui s'est déroulé le 26 du même mois. Durant une journée et demi, 17 conférences et 13 posters ont été présentés dont deux conférences plénières : la première sur la présentation du manuel d'utilisation des eaux usées traitées en irrigation de la FAO (version française) et la deuxième sur l'apport de la coopération belge dans ce domaine pour ces partenaires.
Les conférences ont été classées dans trois sessions :
Session 1 : Optimisation et durabilité de la réutilisation des eaux usées
Session 2 : Caractérisation et traitement des eaux usées
Session 3 : Valorisation des sous-produits.
Une séance posters a eu lieu à l'issue des deux premières sessions.
Les discussions et les recommandations ont porté sur :

1. Approche intégrée de gestion des eaux usées

Il s'avère nécessaire lors de la planification d'un projet d'assainissement, de considérer de manière intégrée les trois composantes du système « Collecte – Epuration – Réutilisation » et ce depuis la phase de conception jusqu'à la concrétisation. Pour cela, plusieurs éléments doivent être pris en compte :

- Elaboration des termes de référence des études avec une vision globale et intégrée du projet et de ses impacts durant toutes ses phases : Etude – Réalisation – Exploitation.
- Implication de tous les intervenants pour la réussite du projet à savoir: Maître d'ouvrage – Gestionnaire – Usagers - …).
- Mise en œuvre de toutes les mesures d'accompagnement pour assurer la durabilité du projet: Sensibilisation, vulgarisation, assistance technique, formation et recyclage du personnel exploitant, contrôle sanitaire, respects des textes réglementaires.

2. Valorisation optimale et durable des eaux usées traitées

L'ensemble des communications a montré que les notions d'optimisation, de valorisation et de durabilité sont intimement liées. En effet, l'optimisation de l'irrigation avec les eaux usées traitées doit être basée

avant tout sur une bonne connaissance des besoins en eau des cultures compte tenu d'un état hydrique du sol correctement évalué. Un pilotage fin de l'irrigation avec des eaux usées traitées sera réalisé grâce à l'emploi d'un matériel et d'une technologie appropriée et adaptée à la qualité des eaux.

En outre, compte tenu de la qualité spécifique des eaux usées traitées, il faut apporter une attention particulière tant aux objectifs agronomiques de rendement et de qualité des récoltes qu'à l'environnement, que ce soit pour les aspects nutritifs (en particulier l'azote) que pour les risques de contamination bactérienne et parasitaire.

L'optimisation technique, économique et environnementale est aussi un gage de durabilité du système. Suite à l'irrigation par les eaux usées traitées on doit limiter les apports en éléments nutritifs (le sol a une mémoire). Les périodes d'irrigation doivent être gérées au mieux. Les risques de contamination biologique relatifs à telle ou telle culture doivent être maîtrisés.

Mais la durabilité suppose qu'au préalable à toute décision tant pour le choix du système d'épuration que pour l'usage de l'eau traitée, les projets répondent aux besoins des agriculteurs ou d'autres utilisateurs tout en préservant la qualité des ressources en eau et en sols.

3. Filières technologiques d'épuration

Pour les pays de Maghreb, il est préférable d'opter pour des systèmes de traitement à faible coût et possédant de bons rendements épuratoires (lagunage, filtration-percolation). Pour le procédé d'Infiltration - Percolation, il est préférable qu'il soit accompagné d'un procédé de dénitrification afin d'assurer la protection des ressources contre la pollution. En effet, il s'avère que les systèmes extensifs, à faible coût sont relativement mieux adaptés au contexte socio-économique de la région.

Etant donné que les eaux usées traitées par lagunage sont relativement chargées en micro-organismes, il serait opportun de prolonger leur temps de séjour et de procéder au curage périodique afin de diminuer l'impact négatif possible au niveau de la réutilisation.

Il est recommandé de poursuivre la recherche sur le procédé de traitement par chenal algal à haut rendement en vue d'avoir de meilleurs résultats.

4. Valorisation des boues résiduaires

Les participants ont été appelés à enrichir le contenu du manuel sur les boues, commandité par la FAO et présenté lors de ce séminaire, en incluant entre autre la norme tunisienne NT 106.20 pour la valorisation agricole des boues résiduaires homologuée en décembre 2002.

Une suggestion importante d'amélioration de ce manuel consiste à discuter et mettre à jour les normes spécifiques aux pays du Proche-orient en y incluant les aspects parasitologiques.

Les participants ont également jugé utile de mettre en place un groupe de travail spécifique aux problèmes des boues résiduaires qui devrait prendre en charge différents aspects:

- Homogénéisation des thèmes et des méthodologies de recherche à l'échelle du Maghreb (dispositifs expérimentaux, échantillonnage, analyses,…)..
- Réunir et échanger l'information et les résultats de recherche entre les pays.

5. Valorisation de biogaz

Il a été également recommandé d'associer au système d'épuration la production de biogaz. Cela permettrait de le valoriser en tant que source d'énergie et aussi de minimiser l'impact négatif du CO_2 et CH_4 sur l'environnement.

6. Aspects organisationnels, institutionnels et de gestion

Pour une gestion durable des projets intégrés de traitement et de réutilisation des eaux usées et des sous–produits, il devient impératif de mettre en place à l'échelle nationale une organisation et une structure institutionnelle capable de bien concevoir les projets intégrés. Cela permettrait aussi de définir les tâches, rôles et responsabilités des différents intervenants dans les projets en cours de fonctionnement (suivi, contrôle…).

7. Implication, sensibilisation et encadrement des usagers des eaux épurées

Il est primordial que l'acceptation par l'utilisateur soit assurée. Une information claire basée sur des observations scientifiques pertinentes ainsi qu'une vulgarisation efficace et un accompagnement des agriculteurs sur le terrain et une assistance technique peuvent l'assurer.

Sur le plan socio-institutionnel, il convient d'intégrer tous les acteurs, depuis les producteurs d'eau usée aux utilisateurs. Les pouvoirs publics sont appelés à intégrer cette approche dans la stratégie nationale.

8. Système de suivi et de surveillance

Dans le souci de la pérennité des projets de traitement et de réutilisation des eaux usées, il est impératif de mettre en place un système de suivi et de surveillance. La surveillance s'opère par un suivi régulier des différentes composantes du système de traitement et de réutilisation des eaux usées, des boues résiduaires et des produits agricoles. Les mesures organisationnelles adéquates sont à mettre en place.

9. Recherche

La recherche dans ce domaine mérite d'être consolidé sur des thématiques présentant des lacunes (interaction eau – azote, séchage naturel et élimination des pathogènes, métaux lourds dans les boues…). Il est aussi recommandé d'orienter certains axes de recherche vers des programmes en grandeur réelle pour avoir des résultats directement exploitables. Une standardisation de la démarche expérimentale, des méthodes d'analyses et des normes d'interprétation faciliteraient la comparaison des résultats et rendraient fiables les conclusions. Les résultats de recherche méritent aussi d'être convertis en termes simples et vulgarisables.

10. Diffusion et échange de l'information

Dans un but de capitalisation des acquis intra et inter pays, il est recommandé de disséminer les expériences réussies et d'échanger l'information. Une connexion permanente entre les différentes compétences maghrébines est possible dans le cadre d'un réseau régional d'échange d'information et de savoir-faire.

11. Manuel en version française sur la réutilisation des eaux usées

Ce manuel a été présenté et discuté. Son édition définitive et sa diffusion se feront dans les plus brefs délais par le Bureau régional de la FAO au Caire. Il existe sur le site web :

http//www.fsagx.epuvaleau.ac.be

Irrigation avec les eaux usées traitées : Présentation du manuel d'utilisation.

M. Bazza[1], D. Xanthoulis[2]
[1] FAO (RNE), 11 El eslah el zerai Street Dokki,P.O Box 2223 Cairo Egypt
[2] Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique
E-mail : mohamed.bazza@fao.org

La FAO a déployé beaucoup d'efforts sur le sujet de la réutilisation des eaux usées traitées et des sous-produits en agriculture au cours des trente dernières années, notamment à travers l'appui technique aux pays membres, l'organisation d'un grand nombre de manifestations, la mise en œuvre de projets, la formation, la production de documentation, etc. La collaboration avec les pays membres et les autres organisations a permis de faire avancer le processus, mais il reste encore beaucoup à faire pour parvenir à une adéquation entre la pratique et le potentiel offert par la technologie.
Dans le prolongement de ces efforts, le bureau régional pour le Proche-orient de la FAO, un premier article sur la mise à jour du manuel d'utilisation des eaux usées traitées sur la base des nouveaux développements scientifiques et technologiques.
L'utilisation de l'eau usée traitée et des boues résiduaires, au-delà de leurs effets positifs, peuvent également avoir des impacts défavorables sur la santé publique et l'environnement, en fonction principalement des caractéristiques de l'eau épurée et des boues, du degré d'épuration, de la méthode et de l'endroit d'utilisation. La pollution du sol, des eaux souterraines et de surface sont parmi les inconvénients potentiels les plus importants de l'utilisation d'eau usée traitée. Cependant, du point de vue rigoureusement scientifique, la planification rigoureuse et la gestion efficace des régimes d'irrigation ou de fertilisation peuvent réduire au minimum ces inconvénients à un niveau dont les effets environnementaux sont insignifiants. Pour cette raison, il est important de fournir aux agriculteurs l'information requise pour les aider à améliorer la gestion de l'eau usée traitée, utilisée pour l'irrigation et les déchets solides, servant à la fertilisation. C'est maintenant possible grâce aux informations et à l'expérience considérable acquises au niveau régional, au travers de projets de réutilisation menés avec succès. Dans ce manuel une tentative est faite pour :

- consolider la connaissance et l'expérience acquises sur la réutilisation dans les pays de la région,
- fournir des conseils de bonnes pratiques agricoles dans une approche de gestion intégrée.

Traitement et valorisation des boues résiduaires issues des stations d'épuration :

Etat de l'art et tentatives d'adaptation aux pays de Proche Orient

B. Soudi[1] et M.Bazza[2]

[1]*Professeur à l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Maroc.*
[2]*Conseiller Principal Régional en Ressources en Eau et Irrigation, Bureau Régional de la FAO pour le Proche-orient*
Email : b.soudi@iav.ac.ma

Cette conférence pléniaire a pour objectif la mise au point sur les développements récents en matière de technologies et de valorisation des boues résiduaires, l'évaluation des avantages agronomiques et économiques qui en résultent et des impacts négatifs ainsi que les mesures de leur mitigation. Ces trois aspects sont traités, en mettant l'accent sur les expériences internationales et les possibilités d'adaptation des résultats aux zones dont les conditions climatiques, économiques et sociales sont similaires à celles de la région du Proche Orient (Sud-ouest de l'Asie, Moyen-orient et Afrique du Nord). Des propositions concernant l'usage rationnel des boues ont été également émises en tenant compte des spécificités agro-pédologiques et environnementales de ces régions. Les avantages et inconvénients des filières de traitements et d'évacuation des boues ont été développés. Il a été conclu que pour le contexte de la région du proche orient, les options de traitement de boues les plus justifiées sur les plans économiques et écologiques sont le séchage prolongé des boues dans des lits de séchage et/ou le compostage des boues ou leur co-compostage avec d'autres déchets biodégradables (déchets verts, déchets ménagers et déchets de agroalimentaires). Une attention particulière a été consacrée à la problématique des éléments traces métalliques qui représente la contrainte majeure limitant la valorisation des boues. En effet, si le séchage ou le compostage permettent d'anéantir les risques sanitaires liés aux pathogènes, la contrainte relative aux éléments traces métalliques demeure posée et nécessite d'être maîtrisée. Après examen exhaustif des normes en vigueur à l'échelle internationale, des normes guides, exprimées en terme de Teneurs Cumulatives Limites dans le sol, ont été proposées. Les principaux paramètres de sol pris en compte, en relation avec le risque de pollution métallique et de transfert des éléments traces dans les chaînes trophiques, sont le pH, la Capacité d'Echange cationique et la texture du sol. Notons que les sols de la région de proche orient sont dans la majorité des cas de pH neutre à franchement basique. Ces conditions sont atténuantes des risques d'accumulation des éléments traces dans les plantes à cause de leur faible solubilité dans ces conditions de pH. Aussi , la faible activité industrielle en zones rurales et dans les petites et moyennes communes, fait que le

problème de métaux lourds se pose avec moins d'acuité que les grands centres urbains.
En ce qui concerne les conditions d'utilisation des boues, quelques conseils pratiques sont proposés. Il était toutefois difficile de donner des recettes standards à ce propos à cause de la variabilité de la composition des boues assez bien illustrée par une variété d'exemples et de la nécessité d'adapter les doses et les méthodes d'application des boues à leur nature et aux types de sols. A ce niveau, la présente communication fournit des éléments méthodologiques qui guident l'évaluation de la valeur fertilisante des boues et le suivi et la surveillance de leurs impacts.

Sustainability and optimisation of treatments and use of wastewater in agriculture in Mediterranean region

D. Xanthoulis[1] et N. Fonder[1]
[1] U.E.R. Hydraulique Agricole, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux,
2 Passage des Déportés, 5030 Gembloux, Belgium
Email: xanthoulis.d@fsagx.ac.be

Résumé - Les deux axes de recherche du projet étaient le traitement des eaux usées pour l'obtention d'un effluent réutilisable pour une agriculture sans risque pour la santé humaine et l'environnement, et l'affinement des techniques d'irrigation compatibles avec des pratiques agricoles durables.
Les objectifs scientifiques et techniques étaient de développer durablement des cultures irriguées avec des eaux usées épurées par des techniques à faibles coût, adaptées à l'environnement Méditerranéen.

Mots clés : Irrigation / eaux usées / traitement / Impact / Région Méditerranéenne / Agriculture.

1. INTRODUCTION

Le traitement des eaux usées par *épuration à surface libre* (FWS) a expérimenté des systèmes ouverts et semi-fermés. Les systèmes semi-fermés, fonctionnant avec des eaux usées provenant de l'extraction de l'huile d'olive ont présentés des taux d'abattement des BOD_5 et TSS significativement plus élevés. Les recherches se poursuivent dans cette voie, pour plusieurs types d'eau sur différents supports végétal.

Le traitement par stockage de longue durée (LTS) a démontré que l'abattement bactérien dans un bassin est plus important lorsque la contamination initiale est plus élevée, par un effet de compétition entre les micro-organismes et lorsque la surface ouverte du bassin augmente. Aucune différence de qualité sanitaire n'a été observée entre des produits irrigués avec ces eaux usées épurées et des eaux de nappe.

Le troisième traitement d'épuration des eaux, testé comme technique à faible coût, par *épuvalisation* a été testé sur différent type de plantes. Leur rendement épuratoire a été défini, lors d'application avec une qualité d'eau connue. L'eau produite par *épuvalisation* a ensuite été utilisée comme eau d'irrigation pour des cultures florales et légumières. L'impact sur la qualité et quantité des produits a été mesuré.

2. METHODOLOGIE

Les techniques d'irrigation étudiées, via l'impact de l'utilisation d'eaux usées sur les systèmes d'irrigation ont démontré que les systèmes par goutteurs intégrés donnent les meilleurs rendements culturaux ainsi que la meilleure uniformité d'irrigation.

Les effets de l'irrigation par des eaux usées sur le complexe sol/plante démontrent dans le cas d'une culture de pomme de terre en Tunisie, que quelque soit la technique d'irrigation utilisée, sous un même programme de fertigation, les eaux usées traitées apportent des rendements toujours supérieurs à ceux obtenus par irrigation à l'eau de nappe.

Au Maroc, dans le cas de cultures d'aubergine et de géranium, les eaux usées épurées par épuvalisation ont une charge fertilisante telle qu'un effet dépressif sur le nombre de fruit produits a été observé ainsi qu'une moindre consommation hydrique de la culture. Ces eaux et des eaux usées épurées par infiltration-percolation sont classées d'un point de vue microbiologique dans la classe A telle que définie par l'OMS, càd permettant une utilisation non restrictive pour l'irrigation de cultures consommées crues.

En Israël, sous une culture de maïs, la teneur en nitrates s'accumule dans le sol lorsqu'il n'y a pas d'irrigation, alors que inversement, le sodium s'accumule lorsqu'il y a irrigation. Le phosphore présent dans le sol est plus important pour la croissance des plantes en condition de non irrigation. La teneur en potassium est invariable au cours du temps, les sols israéliens étant naturellement bien pourvus en cet élément. Par contre, il est un facteur limitant à la croissance des plantes, une carence induisant une non réponse à la fertilisation azotée.

En Palestine, la recherche de plantes adaptées à l'irrigation par des eaux usées a permis d'identifier une variété de pois qui ne subit pas de perte et dont les paramètres de biomasse, rendement en grains et qualité de formation des grains sont améliorés lors d'irrigation par des eaux usées. Dans la plus part des cas, l'irrigation au goutte à goutte en surface ou souterraine ont donné des résultats similaires, seule une meilleure une réduction de la contamination microbiologique est observée pour le goutte à goutte souterrain. Les essais continuent avec d'autres variétés de pois.

L'irrigation complémentaire par eaux usées pour la culture céréalière au Maroc montre que dans le cas de la culture de blé dur, les rendements sous irrigation par eaux usées épurées par infiltration-percolation sont statistiquement meilleurs que sous irrigation par eau de puits. Pour la culture de blé tendre, les rendements sont liés à la quantités d'éléments fertilisants apportés plutôt qu'à la nutrition hydrique.

L'optimisation de la fertilisation azotée montre qu'en Belgique, sous irrigation par les eaux usées, lorsque la dose azotée recommandée est

dépassée, un supplément minime de rendement est observé mais les reliquats azotés restés dans le sol après culture sont intolérables d'un point de vue environnemental. Sous la dose optimale recommandée une meilleure utilisation de l'azote par les plantes est constatée et la quantité de résidus azotés après culture n'engendre pas de pollution du sol.

Au Maroc, lors des cultures de plein champs sous irrigation par eaux usées épurées et sous eaux de puits fertilisées, les nitrates sont lessivés en quantités variables selon le stade de culture outrepassant le seuil admis par L'OMS de 50 mg/l.

L'impact des eaux usées sur la stabilité structurale des sols a été évaluée après les 4 années du projet dans différents pays. La première année a servi à décrire les situations initiales.

3. RESULTATS OBTENUS ET CONCLUSION

Cette étude a permis de développer des conseils pour une bonne gestion des pratiques de la réutilisation des eaux usées, en minimisant les impacts néfastes sur la santé humaine et l'environnement.

Des informations détaillées ont été obtenues sur :

1. un traitement des eaux usées adapté et facilement applicable aux régions méditerranéennes
2. les quantités exactes d'eaux et de nutriments nécessaires aux plantes pour une utilisation sans risque des eaux usées lors de la production de cultures consommables directement ou indirectement par l'homme.

L'étude a couvert les domaines de recherche suivants :

- la consommation utile des eaux usées épurées par différentes cultures
- quantification des nutriments prélevés dans les eaux usées épurées
- détermination la profondeur de percolation des composants des eaux usées épurées
- Le degré de contamination microbienne des cultures fourragères
- La balance des nutriments dans le sol et dans les plantes
- Les effets de l'utilisation des eaux usées épurées sur la stabilité structurale du sol
- La production de cultures à haute valeur ajoutée
- Le régime hydrique optimal pour la culture d'orge, blé et maïs dans une première phase et l'obtention de rendements optimaux pour l'orge, le blé et le maïs lors de l'application optimale d'eau, dans une seconde phase
- L'obtention d'une eau de qualité, répondant aux critères de l'OMS

- Rationalisation des complément en eau d'irrigation, en tenant compte de l'impact des eaux usées épurées sur la structure des sol, la contamination des aquifères et les rendements qualitatifs et quantitatifs des cultures
- L'installation de traitement d'épuration adaptés aux conditions méditerranéennes
- Le développement de systèmes décentralisés utilisant des technologies adaptées aux besoins de réutilisation des eaux usées dans les régions méditerranéennes.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Le Bissonnais Y. *Agreggate stability and assessment of soil crustability and erodibility : II. Application to humic loamy soil with various organic contents.* European journal of soil science, Decembre 1997, 48, p.39-48.
2. Lecompt M. *L'expérimentation et les engrais*. Service Agronomie Expérimentation. Syndicat Professionnel de l'Industrie des >Engrais Azotés, 1965.
3. Magesan G.N., Williamson J.C., Yeates G.W., Lloyd-Jones A.rh. *Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery*. Bioresources technology 71, 2000, p.21-27.
4. Magein H. *Rapport du suivi agronomique des productions de légumes sous irrigation à Geer*. FUSAGx UER Cultures Fruitières et Maraîchères, 1993 ; 27 p.
5. Meersschaert S., Xanthoulis D. *Rapport de la campagne d'irrigation 1992 Hesbaye Frost*. FUSAGx UER Hydraulique Agricole, 1992 ; 27 p.
6. SEDE. *Protocole. Valorisation agricole des effluents. Création d'un périmètre d'épandage*. EV .V.S. SEDE Beaurains, HB/CC/037290, 1990 ; 15 p.
7. Verdonck Xavier, Xanthoulis D. *La législation en matière d'eau.* T.F.E. FUSAGx UER Hydraulique Agricole, 1990 ; 13 p.
8. Xanthoulis D. *Réutilisation des effluents de l'usine Hesbaye Frost pour l'irrigation de terres agricoles*. FUSAGx UER Hydraulique Agricole, 1991 ; 68 p.
9. Xanthoulis D., Guillaume Ph. *Utilisation de l'azote par les cultures maraîchères irriguées avec les eaux usées industrielles.* CMH, FUSAGHx UER Hydraulique Agricole, 1996 ; 16 p.

Mise au point et validation d'une méthode de minéralisation des boues des stations d'épuration en vue de l'analyse du mercure et de l'arsenic

S. Chérif [1], H. Naouali[2] et A. Jrad[2]
[1] *INRST/LEE/ BP 95 Route Touristique de Soliman, 2050 Hammam Lif, Tunisie.*
[2]*CITET Boulevard de l'environnement, 1080 Tunis, Tunisie.*
E-mail : semia.cherif@inrst.rnrt.tn

Résumé - Les boues d'épuration issues du traitement des eaux contiennent de nombreuses matières en suspension ou dissoutes. En vue de leur rejet dans le milieu naturel ou leur utilisation à des fins agricoles, il est nécessaire de les analyser pour les matières fortement toxiques qui pourraient contaminer l'environnement.

Notre travail a consisté à mettre au point, optimiser et valider une méthode de minéralisation des boues issues des stations d'épuration des eaux usées pour l'analyse de deux métaux très toxiques : le mercure et l'arsenic. Le protocole consiste à ajouter de l'acide nitrique à un échantillon de boue séchée et tamisée qui est ensuite minéralisé au four à micro-ondes. Après ajout d'eau, l'échantillon est analysé pour l'arsenic par Induction Couplée à un Plasma (ICP) et pour le mercure par Absorption Atomique (AA). Trois paramètres qui pouvaient influencer la minéralisation ont été étudiés : la température de séchage de l'échantillon, le volume et la concentration d'acide nitrique ajoutés. La méthode a ensuite été validée sur une boue de référence (définition des limites de répétabilités fonctionnelles). Le protocole défini peut ainsi être utilisé à des fins de contrôle de la qualité des boues.

Mots clés : Minéralisation / boues / mercure / arsenic.

1. INTRODUCTION

Les boues des stations d'épuration sont des produits dérivés du traitement des eaux potables et usées. En Tunisie (Rapport National sur l'Etat de l'Environnement, 2002) les stations en fonctionnement sont en nombre croissant (de 36 en 1997 à 50 en 2002) et génèrent actuellement (2002) 145 millions de m^3 d'eau usée épurée ainsi que 137300 tonnes de boues solides (à plus de 30% de matière sèche). Pour leur utilisation à des fins de fertilisation une norme tunisienne a été élaborée (NT 106.20, 2002), qui définie, entre autres, les limites acceptées de certains éléments traces. En effets, les métaux ne sont pas altérés dans le sol, ils persistent et s'y bioaccumulent, rendant inutilisables le sol et les nappes aquifères sous-jacentes.

Nous avons mis au point un protocole fiable, validé, pour pouvoir analyser le mercure et l'arsenic dans les boues et contrôler leur teneur avant leur utilisation.

2. MATERIEL ET METHODES

Echantillonnage (Norme française X 31-100, 1992): Les prélèvements élémentaires sont effectués dans la station d'épuration de Charguia (Tunis) à une profondeur de 30 cm. Ils sont étalés sur une surface plane et placés dans un récipient en verre.

Protocole de minéralisation : L'échantillon de boue (0,250 ± 0,001)g est séché à 40°C (Etuve Blinder) après étalement sur une couche d'épaisseur inférieure à 15 mm sur un plateau de polyéthylène. Il est broyé (Broyeur Fritsch) jusqu'à passer au travers des mailles d'un tamis de 150 µm (Tamiseur Retsch). Après acidification à l'acide nitrique (Merck), l'échantillon, dans un récipient fermé, est placé au four à micro-ondes (Perkin Elmer) pour une minéralisation de 25 minutes. Qsp 25 mL, les échantillons sont analysés pour l'arsenic par un Spectromètre d'Induction Couplée à un Plasma (SICP-Perkin Elmer Optima 3300) ou pour le mercure par un Spectromètre d'Absorption Atomique (SAA-Perkin Elmer Model 1100B) précédé d'un traitement du mercure à la vapeur froide par un générateur d'hydrures (Perkin Elmer) sur un échantillon traité par une solution réactive aqueuse filtrée (100mL à 0,79mol/L de $NaBH_4$ et 0,25mol/L NaOH).

Pour l'étalonnage de le SICP, la solution de référence est une solution aqueuse de 5% (v/v) d'acide nitrique (concentré à 65%). Les solutions standards sont cinq solutions aqueuses (à 5% v/v d'acide nitrique) d'arsenic de 0,1 à 0,5 mg/L par pas de 0,1. Pour l'étalonnage de le SAA, la solution de référence est un solution aqueuse d'acide nitrique (concentré à 65%) à 1,5% (v/v). Les solutions standard sont quatre solutions aqueuses de mercure, de 5 à 20 µg/L par pas de 5, fixées par une solution de $KMnO_4$ à 50g/L.

Les résultats des analyses sont exprimés en pourcentage de matière sèche. Pour la détermination de la matière sèche, (3,1 ± 0,1)g d'échantillon prétraité sont séchés à 105°C pendant 24h (Etuve Memmert). L'échantillon servant à l'analyse du mercure présente 94,75% de matière sèche (MS). Celui servant à l'analyse de l'arsenic présente 96,11% de MS.

Analyse des pertes par séchage : l'échantillon est séché à 40°C dans un calcimètre de Bernard pendant 48 h. La vapeur dégagée est entraînée par une pompe à vide en direction d'une solution d'acide nitrique 0,1N et les éléments dissous analysés par ICP ou AA.

Variation du volume d'acide nitrique : plusieurs volumes d'acide nitrique concentré ont été essayés : 1,5 ; 2,5 ; 5 ; 7,5 ; 10 ; 12,5 ; 15 mL. Pour chaque volume, trois échantillons ont été étudiés parallèlement ainsi qu'un témoin (acide nitrique, aux volume et concentration (65%) étudiés) qui subit les mêmes étapes que les trois autres échantillons. Les points figurés représentent la moyenne sur les trois essais effectués, l'écart à la moyenne étant faible, il peut être considéré dans les points représentés.

Variation de la concentration en acide nitrique : Les pourcentage en acide nitrique concentré essayés sont 25%, 35%, 50%, 60%, 75% et 100%. En plus du témoin composé uniquement d'acide dilué (ou concentré), deux expériences ont été effectuées pour chaque concentration en acide nitrique. La différence entre les valeurs en élément obtenues d'une expérience à l'autre n'a pas nécessité de représentation de barre d'erreur.

Validation : Le matériau de référence utilisé est un échantillon de boue broyée et tamisée, de 99,75% de MS. Respectivement, 10ml d'acide nitrique dilué à 50% et 5mL d'acide nitrique concentré par 0,25g d'échantillon, pour le l'arsenic et le mercure, ont été utilisés. Les expériences ont, à chaque fois, été répétées 10 fois.

Répétabilité : Les dix expériences précédentes sont utilisées.

3. RESULTAT ET DISCUSSION

3.1. Analyse des pertes par séchage

Les résultats de l'analyse sont inférieurs aux limites de détection de l'arsenic et du mercure. Nous pouvons considérer qu'il n'y a pas de pertes décelables au cours de la première étape du protocole : le séchage à 40°C.

3.2. Optimisation de l'ajout de l'acide nitrique

Avant la minéralisation proprement dite, de l'acide nitrique est ajouté à l'échantillon séché et tamisé. Nous avons optimisé le volume d'acide nitrique ajouté, à concentration constante (65%) puis nous avons, pour le v ... ions en acide.

3.2.1. Va

P ... vons représent ... , en fonction ... deux éléments. ... gère décroissa

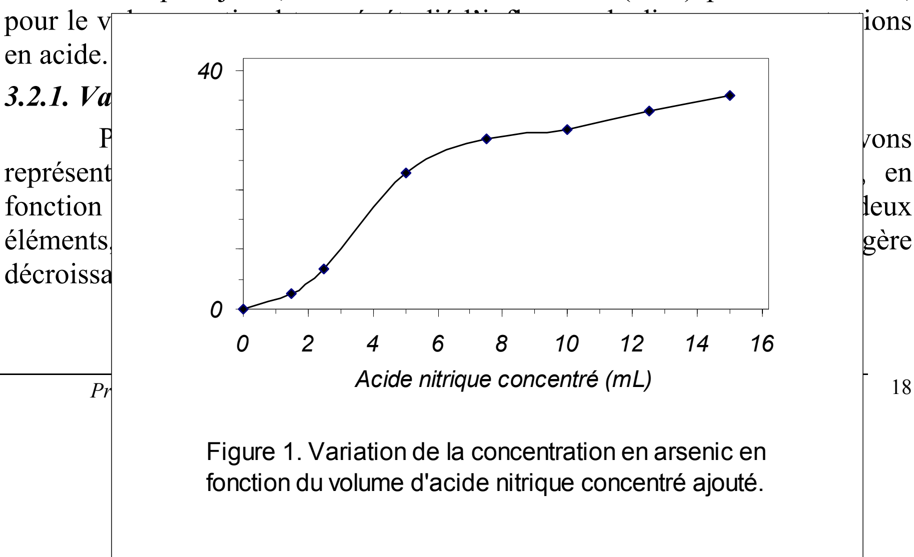


Figure 1. Variation de la concentration en arsenic en fonction du volume d'acide nitrique concentré ajouté.

Dans le cas de l'arsenic (figure 1), après une pente élevée dans l'intervalle de volume inférieur à environ 6 mL, qui porte la concentration à 25 mg d'arsenic par Kg de matière sèche (mg/kg MS), la pente s'adoucit. En effet, dans l'intervalle de 7,5 à 15 mL d'acide nitrique concentré ajouté, la concentration en arsenic passe de 28,4 à 35,8 mg/kg MS. Après une forte libération de l'arsenic dans l'acide, celui-ci continu à être relargué au fur et à mesure de l'ajout d'acide, de manière régulière. Dans ce cas, le meilleur volume d'acide nitrique à considérer, se situe au delà de 7,5 mL et, pour les limites de notre expérience, en deçà de 15mL, même si, pour cet élément précisément, il serait possible de continuer à augmenter les volumes d'acide nitrique puisque la courbe représentée continue à croître. Comme nous avons aussi étudié d'autres métaux (sélénium, molybdène, étain et antimoine), la concentration optimale commune trouvée est de 10mL (étude en cours).

Pour le mercure, le meilleur rendement est obtenu pour 5mL d'acide nitrique concentré. Si nous utilisions un volume de 10mL d'acide pour

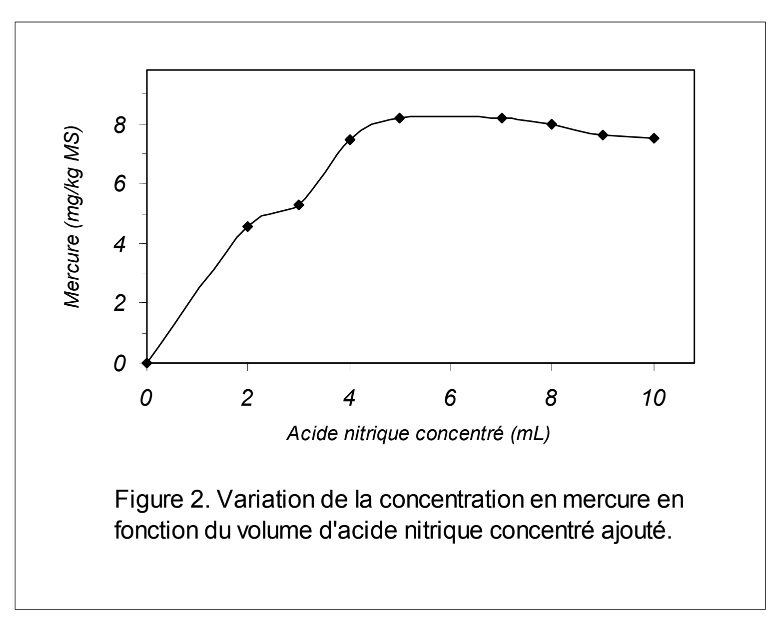


Figure 2. Variation de la concentration en mercure en fonction du volume d'acide nitrique concentré ajouté.

l'extraction du mercure, nous obtiendrions une différence de plus de 1mg/kg de MS, ce qui n'est pas négligeable puisque les concentrations totales obtenues varient de 4,5 et 7,5 mg/kg de MS, et donc respectivement à une variation de 19% à 13% sur les résultats.

Pour expliquer les différentes allures des résultats que nous avons obtenus, nous pouvons considérer deux aspects des propriétés de l'acide nitrique. En effet, d'une part, il permet de solubiliser les métaux étudiés et d'autre part, il met en jeu des réactions d'oxydation avec les substances organiques présentes dans les boues. L'accroissement élevé, observé pour les faibles volumes d'acide nitrique ajoutés, peut provenir de la solubilisation croissante des métaux qui se trouvent à l'état plus ou moins libre dans les boues. L'adoucissement de la pente du rendement d'extraction (figure 1, arsenic) peut être attribué au fait que les substances peuvent être complexées et/ou sous forme organométalliques, états qui libèrent moins de métaux que la quantité qui se trouve libre. Par ailleurs, la décroissance après un maximum (figure 2, mercure) de la concentration en élément analysé pourrait avoir plusieurs origines. Ceci pourrait être dû, entre autres, au fait que les métaux se diluant de plus en plus dans l'acide, celui-ci fait parallèlement réagir les substances organiques des boues en, par exemple, oxydant les alcools primaires ou les aldéhydes présents, en acides carboxyliques. Il y a alors modification de la structure (chimique et physique) des boues ce qui pourrait être un motif de fixation des métaux qui s'étaient séparés des boues en direction de l'acide. Bien entendu, ce n'est qu'une des hypothèses que nous pouvons avancer, et qui ne pourraient être vérifiées que par des spéciations des substances présentes dans l'acide au fur et à mesure qu'on augmente son volume.

3.2.2. Variation de la concentration en acide nitrique

Dans le but de différencier l'effet de la quantité d'acide ou simplement l'effet de dilution sur l'extraction des métaux étudiés des boues résiduaires ; mais également pour analyser l'effet du pH sur le résultat de la minéralisation de ces boues, nous avons fait varier la concentration d'acide nitrique ajouté aux échantillons pour la minéralisation. En utilisant les volumes optimaux d'acide trouvés précédemment, à savoir 10mL pour l'arsenic et 5 mL pour le mercure, nous avons fait varier les concentrations en acide nitrique et observé le rendement d'extraction en métaux.

Dans le cas de l'arsenic, en diminuant la concentration en acide

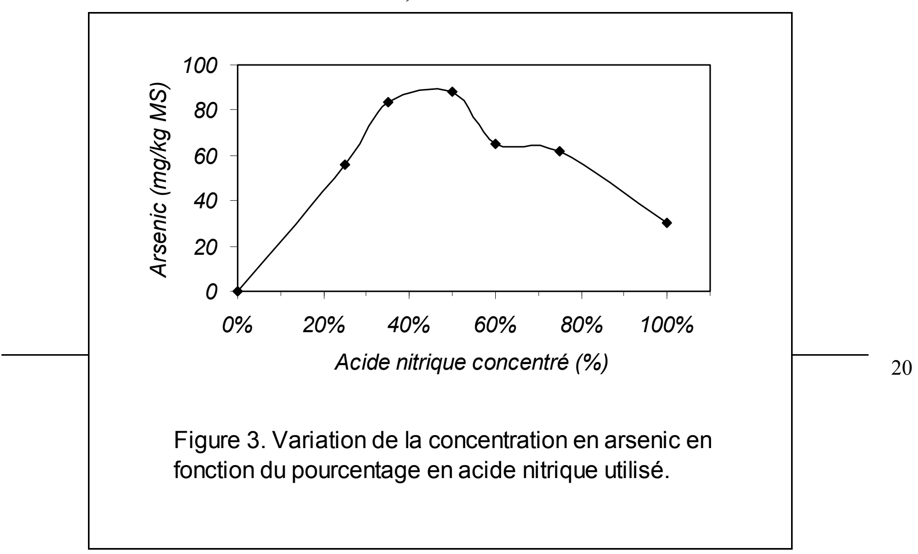


Figure 3. Variation de la concentration en arsenic en fonction du pourcentage en acide nitrique utilisé.

nitrique, nous avons un accroissement de la quantité du métal extrait (figure 3). L'allure de l'évolution de la quantité extraite augmente progressivement jusqu'à un maximum compris entre 40 et 50% d'acide nitrique, pour décroître ensuite. Il est ainsi plus aisé d'extraire l'arsenic par une solution à acidité moyenne que trop faible ou trop élevée. Il est probable que certaines réactions d'adsorption/désorption ou de complexation sur le substrat organique ont un rôle à jouer dans ce comportement intermédiaire. Il y a probablement aussi des réactions de passage d'une forme organométallique de ce métal à une autre qui sont conditionnées par le pH du milieu et qui vont permettre un relargage plus ou moins aisé du métal dans le milieu d'analyse.

En ce qui concerne le mercure, l'effet est inverse : en diminuant la concentration en acide nitrique, on observe une diminution de la quantité de mercure analysé (figure 4).

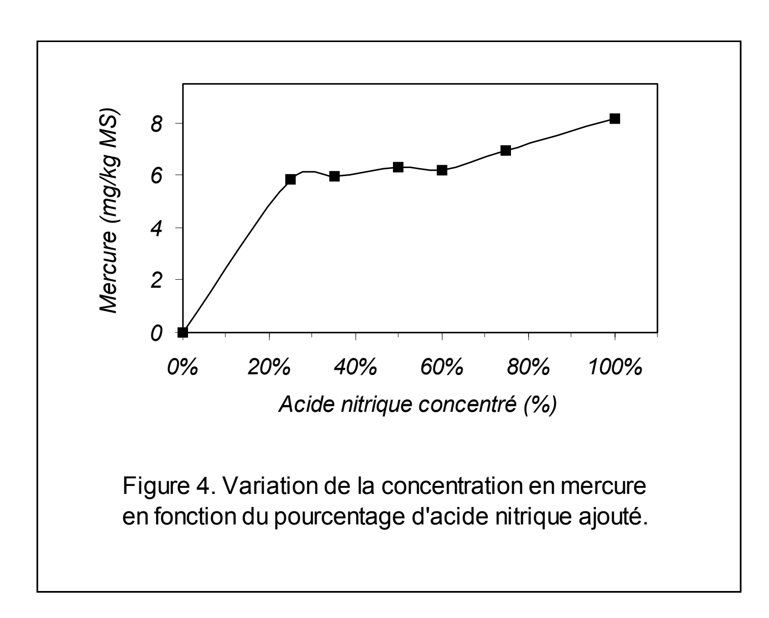


Figure 4. Variation de la concentration en mercure en fonction du pourcentage d'acide nitrique ajouté.

Ceci pourrait s'expliquer par les différentes formes du mercure que nous pouvons trouver dans les sédiments. En effet le mercure, à des pH élevés, se trouve essentiellement sous forme de CH_3HgCH_3 insoluble et volatile. Cette forme est en équilibre, à des pH plus faibles avec CH_3Hg^+ et Hg^{2+}. En diluant l'acide ajouté, on favorise peut-être la formation de la substance la plus volatile qui disparaîtrait par évaporation pendant la première étape de minéralisation, peut-être dès l'ajout de l'acide.

Ainsi, pour être dans les meilleures conditions de minéralisation pour analyser dans les boues, respectivement l'arsenic et le mercure, le

mieux est d'effectuer le séchage de l'échantillon à 40°C et d'ajouter, avant la minéralisation, 10mL d'acide nitrique dilué à 50% (pour 0,25 g d'échantillon) et 5mL d'acide nitrique concentré.

3.3. Validation

En vue de valider la méthode de minéralisation pour les paramètres que nous venons de tester, nous avons appliqué ces paramètres à une boue de concentration connue en métaux étudiés : (23,6±0,7) mg/kg de MS d'arsenic et (0,81±0,04) mg/kg de MS de mercure. Pour l'arsenic, la concentration obtenue en fin d'expérience est de (23,3±0,8) mg/kg de MS alors que la valeur de départ était de 23,6 ± 0,7 mg/kg de MS. En ce qui concerne le mercure, la concentration trouvée est de (0,83±0,03) mg/kg de MS alors que la concentration de départ était de (0,81± 0,04) mg/kg de MS. Aux erreurs près, pour ces deux métaux, nous pouvons dire que le protocole utilisé est parfaitement adapté puisque non seulement les valeurs trouvées sont quasiment identiques aux valeurs initiales connues mais l'erreur sur les expériences est du même ordre que l'erreur sur les valeurs de départ.

Nous avons ensuite mesuré les limites de répétabilités fonctionnelles. Pour l'arsenic, les concentrations obtenues pour les dix expériences (figure 5) varient de 22,05 à 24,24 mg/Kg MS avec une moyenne de 23,3 mg/Kg MS et un écart type de 0,8 mg/Kg MS. Les limites de contrôle pour l'arsenic sont situées entre 21,7 et 24,9 mg/kg de MS;

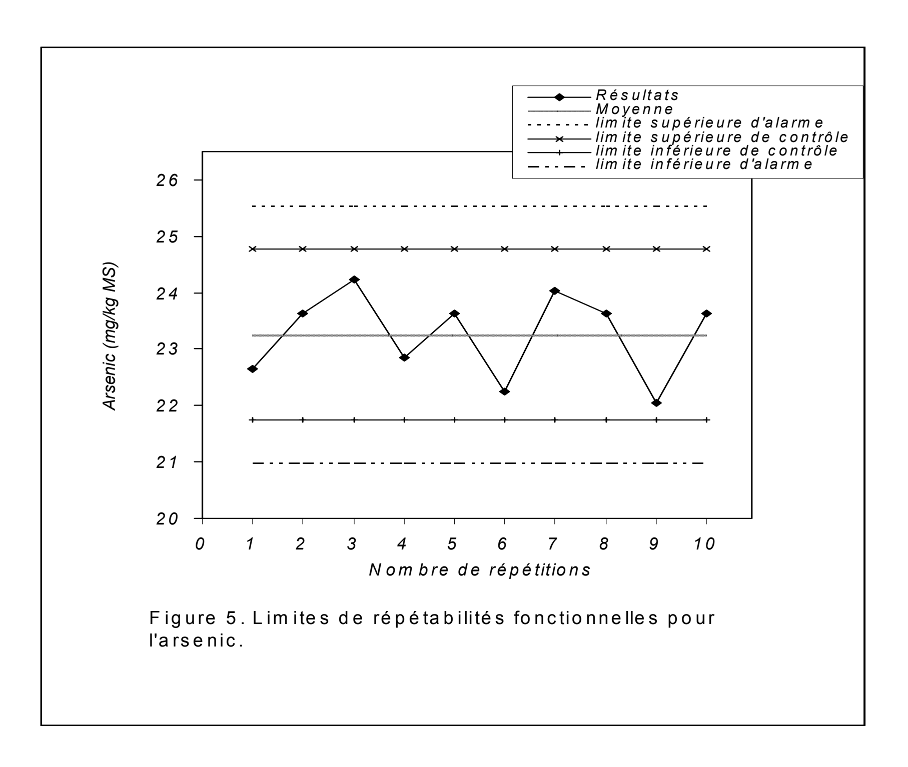


Figure 5. Limites de répétabilités fonctionnelles pour l'arsenic.

les limites d'alarme sont comprises entre 20,9 et 25,7 mg/kg de MS. Pour le mercure (figure 6), elles varient de 0,78 à 0,87 mg/Kg MS avec une moyenne de 0,83 mg/Kg MS et un écart type de 0,03 mg /Kg MS.

Les limites de contrôle pour le mercure sont alors comprises entre 0,77 et 0,89 mg/kg de MS. Les limites d'alarme se situent entre 0,74 et 0,92 mg/kg de MS.

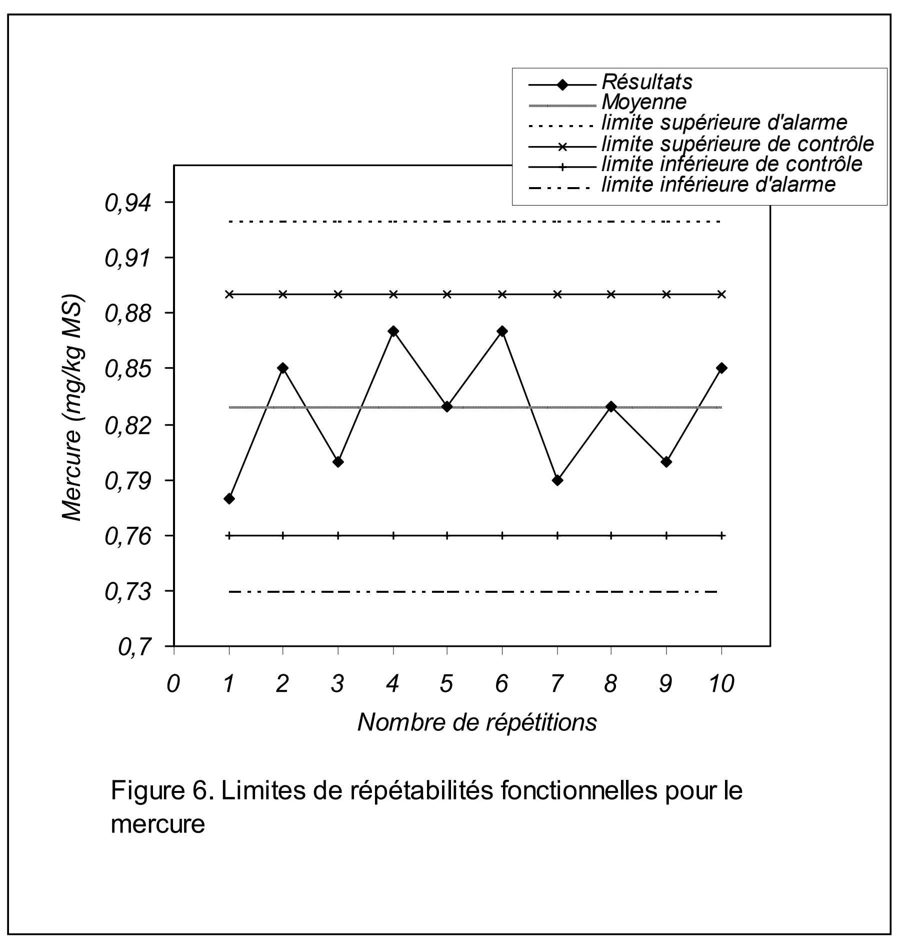


Figure 6. Limites de répétabilités fonctionnelles pour le mercure

4. CONCLUSION

L'échantillon de boue est séché à 40°C puis broyé et tamisé à 150µm. Une prise d'essai de 0,25g est ensuite attaquée par respectivement 5mL d'acide nitrique concentré et 10 mL d'acide nitrique dilué à 50%, pour le mercure et l'arsenic. Après minéralisation au four à micro-ondes pendant 25min, et refroidissement, le mélange est récupéré dans des tubes en polyéthylène puis analysé par SICP ou SAA.

Remerciements : Les auteurs souhaitent remercier Mademoiselle Samiha Hemmami pour sa collaboration technique à ce travail.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Rapport National sur l'Etat de l'Environnement, 2002. Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du territoire, Tunisie.

2. « Matière fertilisantes-Boues des ouvrages de traitement des eaux usées urbaines » Norme Tunisienne Enregistrée NT 106.20, 2002. Institut national de la Normalisation et de la Propriété Industrielle.
3. « Qualité du sol » Norme française X 31-100, Décembre 2002 « Echantillonnage-Méthode de prélèvement d'échantillons de sol ».

Use of Treated Wastewater for Irrigated Agriculture: Proposals for a Comparative Study of Bolivia, Ghana and Tunisia

F. Chenini[1], S. K. Agodzo[2], F. P. Huibers[3], P. Maldonado[4],
[1]*National Research Institute of Rural Engineering, Water and Forestry, Tunisia*
[2]*Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana*
[3]*Wageningen University, Wageningen, The Netherlands*
[4]*Water Center, Cochabamba, Bolivia*
E-mail :chenini.faycel@iresa.agrinet.tn

Abstract - This paper presents proposals for a comparative study of three countries (Bolivia, Ghana and Tunisia) in the use of treated wastewater for irrigated agriculture. The study proposal requires an inventory of urban water and sanitation and their institutional responsibility, current use of wastewater (treated + untreated), agricultural use of wastewater in urban and peri-urban areas, water quality and their short and long-term environmental effects, legislation on wastewater use, the costs of wastewater and any country strategies for wastewater use for irrigated agriculture. Initiated by the Irrigation and Water Engineering Group of Wageningen University and tied to an MSc programme, requiring a student and a collaborator each from the participating countries, the overall goal of the study is to document the potentials and restrictions of wastewater use under different conditions of overall water scarcity, social acceptance and governmental policies in the selected countries in order to stimulate discussions on a new conceptual approach of design and management.

Key words: Comparative study / Bolivia / Ghana / Tunisia / Wastewater / Conceptual approach /

1. INTRODUCTION

Due to the increasing world population and the consequent demand for more water for several uses, the world consensus is that future wars are not likely to be fought because of oil or other precious minerals but rather because of water. As a result, whereas many governments have put in place programmes to conserve water, more attempts are being made by some to recycle wastewater for several uses including agriculture. Literature on the beneficial uses of wastewater for irrigation is extensive, examples of which include Dinar and Yaron (1986), Dinar and Zilberman (1991), Pescod (1992), Rhoades et al (1992), Asano (ed.) (1998), Dinar (ed.) (2000), Martijn

and Huibers (2001). The fact is that, in the urban areas in some developing countries, wastewater (treated + untreated), is largely used for urban agriculture, particularly by the urban poor who are either unemployed or engage in such an activity to supplement household income. Urban agriculture is now seen as an increasingly important means of attaining local food security. Some examples will illustrate the point. According to Pederson (2001), town dwellers produce 88% of their potatoes in Russia; about 47% of the urban population in Bulgaria was self-sufficient in fruit and vegetables from urban agriculture; the share of home-produced food in Romania rose from 25 to 37 % between 1989 and 1994. Lobstein (1999) suggested that production closer to cities helps to ensure that the produce is as fresh as possible and likely to have a high nutrient content, compared with that which is stored and transported for long periods.

The trends are that in relatively weaker economies where a large chunk of the family income is spent on food, sometimes up to 70%, more home-grown food is likely to be on the increase in order to supplement the family income. Even in relatively strong economies, the demand for fresh and healthy food on the family plate is causing more families to engage in backyard organic farming. So, urban and peri-urban agriculture are assuming such proportions in many nations (developed + developing) that cannot be ignored but a number of questions are still unanswered in this agribusiness. Concerted research efforts are likely to address some of these questions.

2. OBJECTIVES OF THE STUDY

This research proposal aims at a comparative study of wastewater use in urban and peri-urban agriculture in 3 countries, namely Bolivia, Ghana and Tunisia. The overall goal is to document the potentials and restrictions of wastewater use under different conditions of overall water scarcity, social acceptance and governmental policies in the selected countries in order to stimulate discussions on a new conceptual approach of design and management. The specific objectives are:

- To stimulate discussions on a productive and environmentally sound use of treated wastewater.
- To further develop concepts for design and management of re-use systems.
- To better understand and incorporate the perception of producers and consumers.
- To support human resource development on the subject of treated wastewater use for agriculture.

3. THE STUDY AREAS

Bolivia, Ghana and Tunisia are participating in this study and some basic statistics of these nations are shown in the Box 1 below.

Box1. Basic statistics on Bolivia, Ghana and Tunisia

	Bolivia	Ghana	Tunisia
Location	Latin America	West Africa	North Africa
Climate	Tropical	Tropical	Mediterranean
Capital City	Sucre	Accra	Tunis
Area	1,098,581 km^2	239,000 km^2	162,155 km^2
Population (2000)	8 million	18 million	9.5 million
GNP	US $ 8.3 billion	US $15.3 billion	US $ 19.7 billion
Economy	Agriculture (15%) Industry (48%) Services (37%) Growth rate per annum (3-4%)	Agriculture (43%) Industry (14%) Services (43%) Growth rate per annum (3-5%)	Agriculture (14%) Industry (33%) Services (53%) Growth rate per annum (5-6%)
Export Commodities	Soya, Cotton, Potatoes, Maize, Sugar Cane, Banana, Tin, Lead, Zinc, Oil, Natural Gas, Textile, Value Wood	Cocoa, Gold, Diamond, Bauxite, Manganese, Timber, Sheanut, Non-traditional crops (eg. banana, pineapple), Hydroelectric power	Leather and textile, Electrical and Mechanical Products, Chemical Products, Processed Agricultural Products (olive oil, fish, date, Orange)
Type of Government	Republican unitary, democratically-elected	Civilian, democratically - elected	Republican system, democratically-elected

4. RESEARCH TOPICS AND EXPECTED RESULTS

The broad research topics cover urban water and sanitation and their institutional responsibility, current use of wastewater (treated + untreated), agricultural use of wastewater in urban and peri-urban areas, water quality and their short and long-term environmental effects, legislation on wastewater use, the costs of wastewater and any country strategies for wastewater use for irrigated agriculture.

On the topic of urban water and sanitation and their institutional responsibility, sewerage coverage, treatment facilities, their technical specifications, and the quantities of wastewater generated will be studied in the context of the level of urbanization and the rate of growth of the urban population generating the waste. Responsibilities at national and local levels with respect to water supply, wastewater treatment, environment, irrigation and health will also be examined. Current uses of wastewater will distinguish between formal and informal uses, intended and unintended uses, with specifics on volumes of wastewater availability, on-site and off-site disposal. The agricultural uses will be studied into more detail with particular reference to crops, their yields and husbandry practices, the economic and social importance, water quality, irrigation technologies used, efficiency of water use, irrigation water requirements, nutrient supply from wastewater, knowledge of farmers, land and water conflicts and the conflict between urbanization and urban agriculture. Monitoring of water quality and their short and long-term environmental effects will also be studied, examining the sources, health risks and nuisance associated with the use of wastewater for irrigated agriculture. The long-term environmental effects with regard to groundwater pollution and bio-accumulation hazards will also be examined. Handling of wastewater, whether treated or untreated, requires legislation in order to protect both producers and consumers. National policies, if any, will be examined in this regard; and, where necessary, policies advocated in support of the use of wastewater in the respective countries. Water pricing reforms are among various measures designed by various governments to encourage the efficient use of water resources. In this study, costs of wastewater use for irrigated agriculture, if any, will be examined. Finally, national strategies will be proposed, highlighting points of concern and opportunities for expanded use of wastewater for irrigated agriculture.

The study, jointly initiated by the Irrigation and Water Engineering Group and the Sub-department of Environmental Technology of Wageningen University, will involve counterpart institutes as Water Centre (Bolivia), Kwame Nkrumah University of Science and Technology (Ghana) and the National Research Institute of Rural Engineering, Water and Forestry (Tunisia). In summary, the project activities will include:

- Inventory, by country collaborators, of actual and potential uses of wastewater in the selected countries.
- Team country visits to validate country reports through discussions and field visits.
- Training at MSc level of one candidate from each participating country on Irrigation and Water Management or Environmental Sciences at

Wageningen University with a curriculum and thesis research focussed on aspects of wastewater treatment and effluent use.

The expected outputs of the study will include country and final project reports, 3 MSc theses, published materials and the strengthening of research capabilities in all the participating institutions, in the use of treated wastewater for irrigated agriculture.

5. DISCUSSION

Bolivia, Ghana and Tunisia are diverse in terms of geographical location, resources and their peoples. Agriculture in these countries is also different in terms of practice and crops grown. But as with most developing countries, urbanisation and its attendant problems are common to all these countries at different levels of severity. Urban liquid and solid waste generation is on the increase due to population pressure on the urban facilities and lack of adequate plan for the expansion of such facilities to cope with the increasing population. In most cases, disposal of such waste in the most convenient, cost-effective and hygienic ways leaves a lot to be desired. Therefore, finding productive uses of such waste through applied research cannot be over-emphasised. The amounts of water required for agricultural production are huge and expensive depending on the quality of such water. Reclaiming wastewater for productive uses in agriculture has become an important issue within the global quest for feeding the ever-increasing population in the face of dwindling water resources. Understandably, only a small portion of the global wastewater is currently reclaimed for use, thus supporting the proposition that more of such waters need be recycled in support of urban and peri-urban agriculture. This proposed study is therefore well placed in the context of appropriate technologies needed for wastewater reuse for agriculture in developing economies. Pederson (2001) contended that maintaining food security in a way that is both sustainable and ethically sound for the increasing number of people living in cities is a challenge.

6. CONCLUDING REMARKS

The proposals for research outlined in this paper are some of many attempts being made worldwide to understand wastewater generation and its re-use for several other purposes including agriculture. Considering the growing scarcity of water due to population growth and misuse, and going further by the working definition of food security (Pederson, 2001) as *all people at all times, having physical and economic access to enough food for an active, healthy life*, developing nations must consider it a moral obligation to explore all possible solutions for feeding their people. One such solution may include the use of wastewater in urban and peri-urban agriculture.

REFERENCES

1. Asano, T (ed.) (1998): *Water quality management library (volume 10)-wastewater reclamation and reuse*. Technomic Publishers, Lancaster, Pennsylvania.
2. Dinar, A and D Yaron (1986): *Treatment optimisation of municipal wastewater and reuse for regional irrigation*. Water resources Research 22(3): 332-338.
3. Dinar, A (ed.)(2000): *The political economy of water pricing reforms*. Oxford University Press Inc., New York.
4. Dinar, A and D Zilberman (1991): *The economics of resource-conservation, pollution-reduction technology selection: the case of irrigation water*. Resources and Energy 13:323-348.
5. Martijn, E and FP Huibers (2001): *Use of treated wastewater in irrigated agriculture: a design framework*. CORETECH Working Document WP4-3, Irrigation and Water Engineering Group, Wageningen University, The Netherlands.
6. Pederson, RM (2001): *Food policies are essential for healthy cities*. Urban Agriculture 1(3): 9-11.
7. Pescod, MB (1992): *Wastewater treatment and use in agriculture*. Irrigation and Drainage paper 47, FAO, Rome.
8. Rhoades, JD, A Kandiah, AM Mashali (1992): *The use of saline waters for crop production*. Irrigation and Drainage Paper 48, FAO, Rome.

Traitement et réutilisation des rejets en eaux usées riches en colorant des industries textiles

A. Souguir[1], M.H. Baouab[1] et A. Bartegi[1]
[1]*Institut Supérieur de Biotechnologie de Monastir (ISBM), Laboratoire de Biochimie et*
E-mail : amani_sou@yahoo.fr

Résumé - La rareté de l'eau en Tunisie, qu'elle soit structurelle (principalement pour les ressources souterraines) ou conjoncturelle (en année sèche) est le principal mobile pour la recherche ou la production de toute ressource alternative pour remédier à ce manque. Dans le domaine agricole, les usages de prédilection sont l'irrigation des cultures et la recharge des nappes par les eaux usées traitées (EUT). Dans les autres secteurs économiques, l'irrigation des terrains de golf et des jardins municipaux par les EUT est la pratique la plus répandue. Le but de notre travail est de chercher une technique, simple et efficace pour réduire la pollution des eaux résiduaires des industries textiles riches en colorants. Nous nous proposons d'éliminer un colorant acide très utilisé dans les industries textiles, qui est le colorant Yellow Acid 99 ou (YA99). Pour cela nous avons produit par synthèse chimique un filtre à base d'un polymère naturelle (la cellulose). Ce filtre s'est avéré efficace pour traiter une eau chargée en colorant YA99 à une concentration de 50mg/l (concentration maximale du colorant à la sortie du bain de teinture) et permet de débarrasser cette eau de ce contaminant. Cette eau filtrée est testée par irrigation d'une plante de fève (*Vicia faba L.*) pendant un mois et en comparant les résultats trouvés avec un témoin pour lequel nous avons utilisé l'eau de robinet courante. Nous avons aussi suivi les modifications morphologiques et biochimiques. Nos résultats ne montrent pas de différence, entre la plante irriguée par l'eau de robinet et celle irriguée par l'eau filtrée. L'analyse du profil électrophoretique des protéines totales pour les trois cas montre une différence au niveau des bandes protéiques. En définitif nos résultats montrent que le filtre qu'on a synthétisé chimiquement dépollue en éliminant le colorant (YA99) pour rendre cette eau compatible pour son utilisation en irrigation et que la plante s'adapte à cette eau en produisant des nouvelles protéines de stress.

Mots Clés *:* cellulose / greffage / colorant YA99 / électrophorèse et irrigation.

1. INTRODUCTION

L'aménagement des eaux usées, autrement dit leur traitement et leur réutilisation, constitue un segment important de la gestion globale des ressources en eaux nationales. La réutilisation des eaux usées traitées (EUT) constitue à la fois un instrument pour économiser les ressources en eau et un moyen de traitement complémentaire, en réduisant la pollution résiduelle engendrée par l'activité de l'assainissement. Elle contribue à améliorer la qualité des milieux récepteurs, et notamment des plages et les zones humides de décharges. La réutilisation des eaux concerne deux secteurs économiques importants : le tourisme (golf et plages), l'agriculture, (espaces verts et forêts). Le but de notre travail est de chercher une technique, simple et efficace pour réduire la pollution des eaux résiduaires des industries textiles riches en colorants et la rendre à un niveau acceptable par les normes pour une meilleure utilisation. Dans notre étude, nous avons opté pour le traitement de l'eau, par un matériau naturel, peu coûteux, lui même rejeté par les industries textiles : *la cellulose*, (Wattiez et col (1972) et Baouab M.H (1999)), cette cellulose est modifiée chimiquement pour l'élimination des colorants (YA 99, un colorant acide très utilisé dans les industries textiles). Pour tester l'impact, de l'eau traitée (après passage par le filtre), nous avons suivi le développement d'une plante témoin la fève (*Vicia faba L.*). L'objectif du présent travail est réparti en trois parties ; premièrement on va synthétiser le filtre par greffage chimique de la cellulose. En second lieu nous avons procédé aux essais d'irrigations sur *Vicia faba.* Et en troisième partie on va se baser sur le suivi des modifications morphologiques et biochimiques de la plante.

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Synthèse chimique du filtre

2.1.1. Greffage des unités cellulosiques du coton

Dans le présent travail, nous utilisons une maille de coton débouillissé (dont on a éliminer la couche de cire couvrant les fibre de coton et les matières pectiques). Le greffage peut avoir lieu en deux étapes : (Nakamura S. et col 1992).

* D'abord par une chloration par le $SOCL_2$

** Puis en second lieu un greffage de la fonction nucléophile par l'éthylène diamine

$$Cell{-}OH \;+\; SOCl_2 \longrightarrow Cell{-}Cl$$

Chloration

$$Cell–Cl+NH_2-(CH_2)_2-NH_2 \longrightarrow Cell–NH-(CH_2)_2-NH_2$$

Amination

2.1.2. Piégeage des métaux et adsorption des colorants

La résine (unités cellulosiques greffées) ainsi obtenue servira pour piéger des métaux chargés positivement (surtout les ions ferriques Fe^{3+}) qui servent à adsorber le colorant acide portant une charge négative YA99 : On parle alors d'une double dépollution métal – colorant.

2.1.3. Techniques et méthode de caractérisation du coton greffé

La caractérisation du coton de point de vue structural et textural nécessite, une analyse par Spectroscopie Infrarouge qui permet de déceler les spectres des déplacements des bandes d'absorption correspondant aux hydroxyles structuraux liés au coton et une analyse Thermique Gravimétrique (A.T.G).
Le dosage des ions métalliques adsorbés sur le coton greffé et les colorants sur la résine sont étudier par analyse par Spectroscopie d'Absorption Atomique (S.A.A) qui nous a servi pour déterminer les teneurs en ions Fe^{3+} adsorbés et une analyse par U.V: qui nous permettra de mesurer l'absorbance et donc de déterminer la concentration du colorant AY 99 adsorbé par la résine.

2.2. Traitement de l'eau

Dans cette partie nous avons testé l'efficacité de notre filtre à traiter une eau chargée en colorant YA99 à une concentration de 50mg/l (concentration maximale du colorant à la sortie du bain de teinture industriel).

2.3. Essais d'irrigation

L'irrigation avec l'eau traitée (après passage par le filtre) est réalisée sur une plante modèle la fève (V*icia faba*) tout en comparant les résultats trouvés à une plante témoin arrosée par l'eau de robinet courante et une arrosée par l'eau polluée. Pour chaque traitement on réalise 10 répétitions. Pour pouvoir comparer l'effet sur la croissance de la plante de ces trois

traitements, on s'était basé sur le suivi des modifications morphologiques et biochimiques.

2.3.1. Modifications morphologiques

Pour pouvoir comparer l'effet de l'irrigation par les 3 traitements (eau filtrée, eau polluée et l'eau témoin) sur la croissance de la fève on s'était basé sur le suivi des modifications morphologiques en mesurant les paramètres physiologiques des plantules, diamètres des tiges, nombre de feuilles, la longueur total de la plante, la longueur des entres nœuds, des racines, des feuilles, le nombre des fleurs. Les études statistiques ont été faites par le logiciel SPSS 10.0. Notre essai est un essai factoriel complet à 3 facteurs avec 10 répétitions.

2.3.2. Etude biochimiques

Dans cette partie nous avons analysé les profils électrophoretiques des protéines totales pour les trois cas des traitements, d'abord nous avons effectuée l'extraction des protéines totales à partir feuilles. Le protocole suivi est celui décrit par Brianks et al. (2000). Nous avons aussi réalisé le dosage des protéines totales par la méthode de Folin–Lowry (Lowry et al. 1951). Et enfin une séparation des protéines totales par électrophorèse SDS PAGE. Le protocole expérimental est celui décrit par Laemmli (1970). Cette technique électrophorétique permet de séparer des protéines dans un champ électrique en fonction de leur masse moléculaire. Les protéines sont dénaturées par ruptures des liaisons faibles, par la chaleur et en présence de dodécyl sulfate de sodium (SDS), et aussi par rupture des ponts dissulfures à l'aide du β-mercaptoéthanol.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Synthèse du filtre

3.1.1 Caractérisation du coton greffé

Les techniques employées (spectroscopie Infra Rouge et Analyse Thermique Gravimétrique), nous ont permis de mettre en évidence le greffage de l'éthylène diamine sur la structure de la cellulose de coton, et nous laisse espérer une bonne exploitation de ces fonctions afin de piéger les ions des métaux lourds et ensuite adsorber les matières colorantes afin de dépolluer les rejets.

3.1.2 Piégeage des ions FE^{3+}

Les résultats de l'absorption atomique relatifs à la cellulose greffée ont abouti à une fixation de Fe^{3+} = 1072,65 mg/g de CDE. La cellulose greffée et ayant fixée le métal est chargée positivement, nous pouvons donc l'utiliser pour le piégeage des autres composés chargés négativement tels que les colorants acides.

3.2. Essais d'irrigation

3.2.1. Modifications morphologiques *(figures 1, 2, 3 en annexes)*

La plante irriguée par l'eau traitée croit de la même façon que le témoin cela est confirmé par la mesure des paramètres agronomiques comme le montre les histogrammes. Par contre celle irriguée par l'eau polluée reste chétive avec des feuilles qui présentent un jaunissement à ses bordures. On peut dire que le stress engendré par le produit chimique (YA99) a engendré un déficit hydrique.

3.2.2. Modifications biochimiques

a. Dosage des protéines totales par la méthode de Lowry

On obtient les concentrations suivantes : 4,59 mg/ml pour la plante irriguée par l'eau traitée et 4,6 mg/ml pour la plante irriguée par l'eau de robinet, 4,72 mg/l pour la plante irriguée par l'eau polluée, des concentrations du même ordre.

b. Séparation des protéines sur gel d'électrophorèse SDS PAGE (figure.4)

Le gel a été réalisé dans le but de voir si la plante pour s'adapter produit la synthèse des nouvelles protéines. Ces protéines de stress permettent à la plante de mieux résister à ces nouvelles conditions. Les différentes bandes protéiques sont analysées par comparaison à un témoin de poids moléculaire standard (Sigma). Les 3 profils électrophorètiques correspondants aux trois conditions d'irrigation, deux sont les mêmes alors que le troisième profil correspondant à la plante irriguée par le YA99 montre une bande renforcée de PM 19 kDa. Cette nouvelle bande correspond à la protéine de stress qui permet la résistance de la plante.

4. CONCLUSION

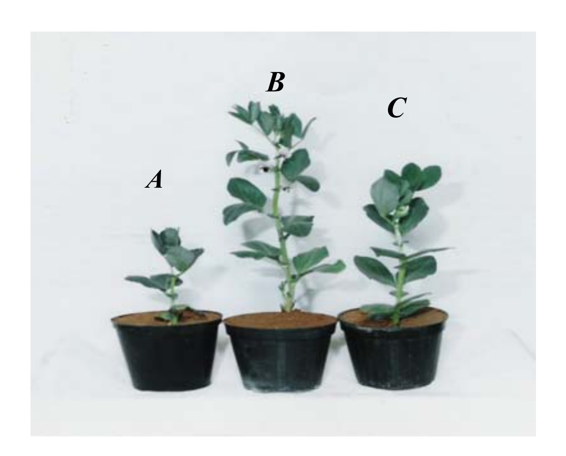
En conclusion à cette étude on peut dire que le filtre qu'on a synthétisé chimiquement dépollue en éliminant le colorant (AY99) pour rendre cette eau compatible avec son utilisation en irrigation. Même en présence du colorant (50 mg/ml) la plante le tolère en produisant des protéines de stress bien que son développement soit freiné. Nous pensons étudier ce genre de filtre sur d'autres types de pollution (colorants, métaux….). La nature de la bande protéique de stress sera aussi analysée pour comprendre comment la plante s'adapte aux conditions de stress.

Remerciements
Ce travail a été réalisé conjointement au Laboratoire de Synthèse des polymères de l'ENIM et au Laboratoire de Biochimie à l'ISBM, nos remerciements vont à tous les membres de ces deux laboratoires qui nous ont facilité cette étude.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. BRIANK H., NEAL C., STEWART JR., Patterns of Green Fluorescent Proteins expression in transgenic plants, Plant Molecular Biology Reporter, 18, 141a-141i, 2000.
2. LAEMMLI U.K., Cleavage of structural protein during the assembly of the head of bacteriophage, Nature, 227, 680-685 1970.
3. LOWRY OH., ROSEBROUGH, FARR AND RANDALL, Protein measurement with the Folin phenol reagent, J.Biol.Chem, 193-251, 1951.
4. NAKAMURA S., AMANO M., SAEGUA Y., et SATO T., J. App. Polym. Sci., 45, 265 – 271, 1992.
5. M. H. V. BAOUAB, Cationisation des fibres textiles naturelles et synthétiques. Application à la dépollution, thèse de doctorat. Université Claude Bernard. Lyon (France) n° d'ordre 134 – 99 ; 20 – 05 - 1999.
6. D. WATTIEZ, Nouveau procédé de greffage des polymères en vue de la fabrication de tissus greffés et de membranes échangeuses d'ions, Brevets français n ° 70424410 – 7225472, 27 – 11 (1970) ; 13 – 07 1972.

Annexes



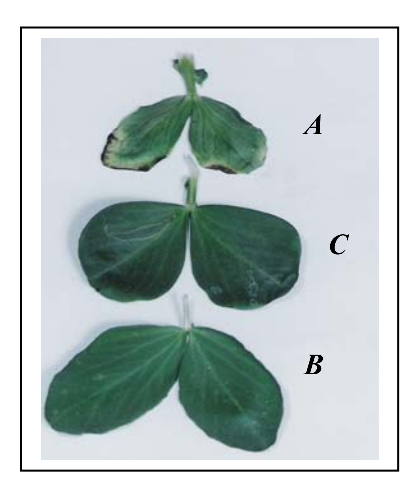


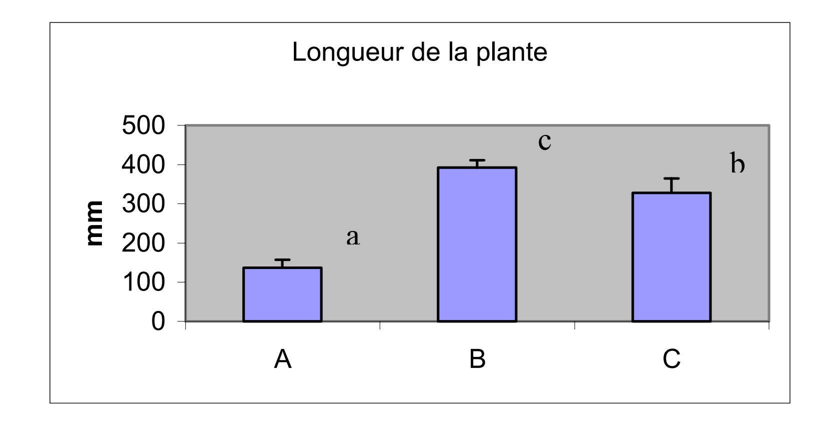
Figure1 : Effets des trois traitements sur la croissance de Vicia faba

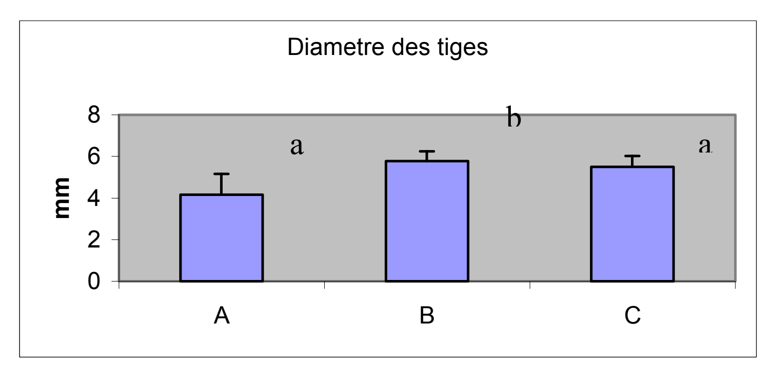
A : Plante irriguée par l'eau polluée (50mg/l)

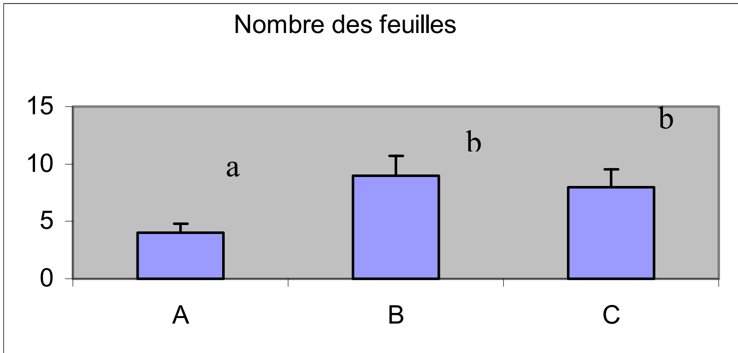
B : Plante irriguée par l'eau de robinet (témoin)

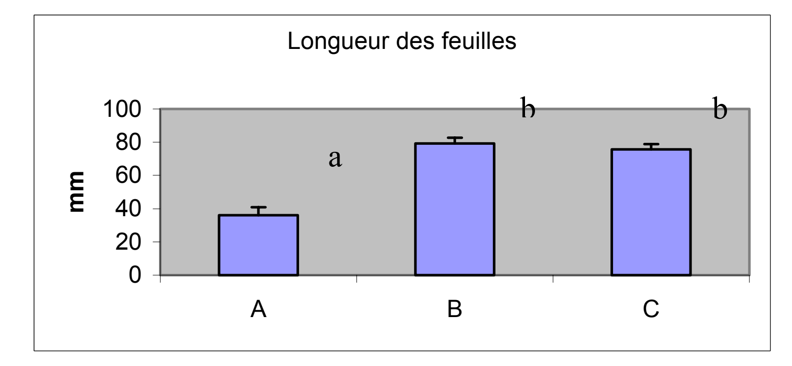
C : Plante irriguée par 'eau traitée (6mg/l)

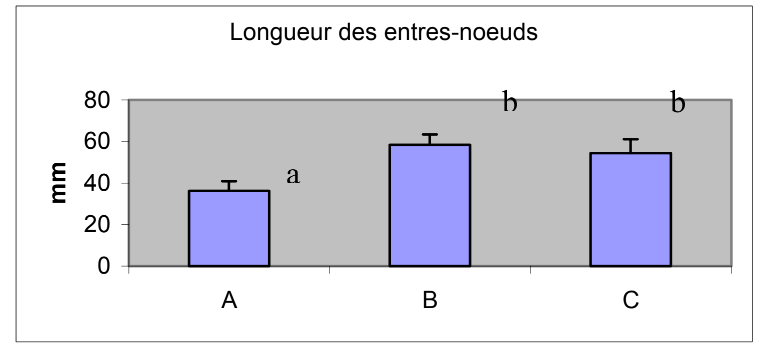
Figure2 : effet des trois traitements sur les feuilles de *Vicia faba*

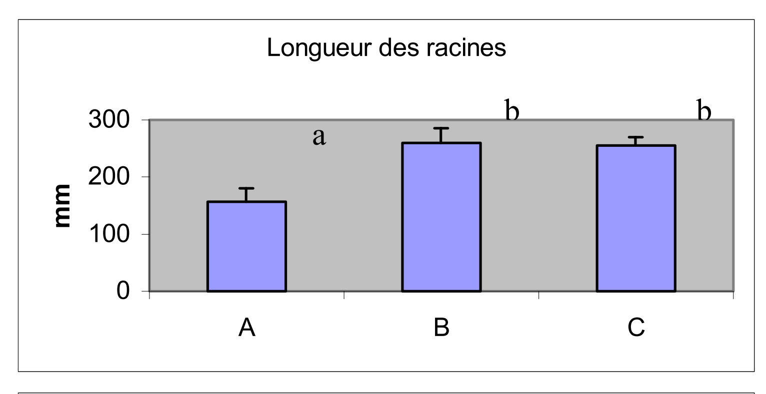



Diametre des tiges
mm
8
6
4
2
0
a
b
a
A
B
C


Nombre des feuilles
15
10
5
0
a
b
b
A
B
C


Longueur des feuilles
mm
100
80
60
40
20
0
a
b
b
A
B
C


Longueur des entres-noeuds
mm
80
60
40
20
0
a
b
b
A
B
C



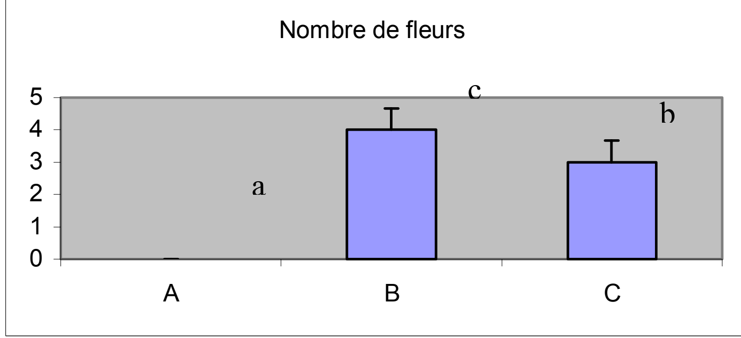


Figure 3 : Les modifications morphologiques dues aux trois traitements
A : plantes irriguées par l'eau polluée (50mg/l)
B : plantes irriguées par l'eau de robinet courante (témoin)
C : plantes irriguées par l'eau traitées (6mg/l)
Les moyennes ayant la même lettre ne sont pas différents significativement

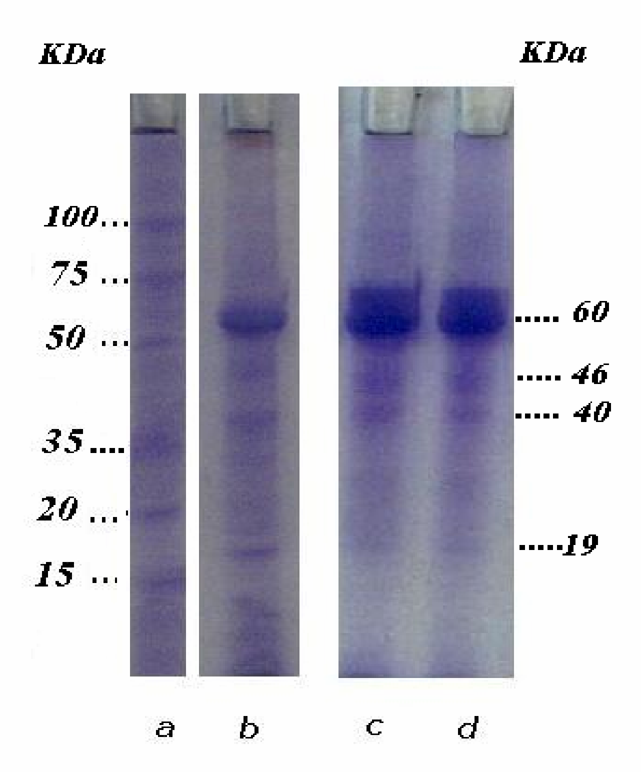


Figure 4 : Migrations des protéines totales sur gel linéaire SDS PAGE à 15%
a : Poids moléculaire standard (Sigma)
b : Séparations des protéines totales pour la plante stressée
c : Séparations des protéines totales pour la plante témoin
d : Séparations des protéines totales pour la plante irriguée par l'eau traitée.

Etude comparative des interrelations entre bactéries et microalgues au cours de l'épuration des eaux usées par lagunage naturel et Chenal Algal à Haut Rendement

H.Allaya[1], M.EL Bour[2], H.Ben Ouada[1] et A.El Abed[2]
[1]*Institut National des Sciences et des Technologies de la Mer*
[2]*Laboratoire de Microbiologie INSTM - Salammbô*
E-mail :hassen_allaya@yahoo.fr

Résumé - Dans le but d'étudier les associations entre microalgues et bactéries au cours de l'épuration des eaux usées par lagunage, une campagne a été lancée durant six mois du 05/12/01 au 08/05/02, étudiant quelques intervenants biologiques (microalgues et bactéries) dans un bassin de lagunage naturel de la station d'épuration des eaux usées de Sidi Bou Ali. Cette étude a permis d'identifier une dominance des *Chlamydomonas* pendant la période d'étude. Ces microalgues présentent des taux importants printaniers simultanément à des taux importants en bactéries mésophylles et psychrophylles totaux.

En vue de mieux comprendre les interactions algues-bactéries, un suivi de chenal algal à haut rendement a été mis en marche durant 26 jours dans une maquette en alimentation par une eau usée naturelle. Nous avons pu suivre l'évolution du système vers une réduction des taux en nitrobacters et en sulfatoréducteurs ainsi que la DCO , les MES, les taux en nitrates, les taux en chlorures et en conductivité pour favoriser le développement de *Chlamydomonas* et de *Diatomées*

Mots clés : microalgues / bactéries / lagunage naturel / chenal algal à haut rendement / eaux usées.

1. INTRODUCTION

Le traitement des eaux usées dans les bassins d'oxydation se fait par l'action de plusieurs processus dans l'épuration. Les microalgues ainsi que les bactéries sont quasi importantes dans ces processus. Dans la présente étude nous nous proposons d'étudier les associations entre microalgues-bactéries présents dans un bassin de lagunage naturel et dans une maquette de chenal algal à haut rendement. Ceci afin d'élucider l'évolution de ces systèmes et de décrire l'état d'équilibre qui s'établit entre ces différents composants.

2. MATERIEL ET METHODES

Dans la station d'épuration des eaux usées de Sidi Bou Ali l'eau subit un dessablage, un dégrillage, un traitement anaérobie pour finir par un traitement aérobie dans 24 bassins successifs. Le suivi est fait à l'entrée et à la sortie du septième bassin tout les vingt jours pendant la période allant de décembre 2001 jusqu'en mai 2002. Les bassins aérobies prospectés sont de dimensions : longueur = 150m, largeur = 5m et de profondeur = 1m.

L'étude du chenal algal à haut rendement (CAHR) est faite sur une maquette de type « race way » en plexiglas de dimension 142cm/42cm, de profondeur totale 20cm montée au laboratoire sous éclairage artificiel. Le milieu est maintenu en circulation cyclique par une roue à aubes, dont le moteur est branché à une minuterie permettant le réglage du temps du fonctionnement.

Au préalable de la mise en marche, la maquette du CAHR est remplie d'un volume d'eau (90 l) originaire du bassin N°7 de la station d'épuration des eaux usées de Sidi Bou Ali. Le milieu est mis en circulation pendant quelques jours afin, d'atteindre un état stationnaire de concentration minimale en microalgues. Le système est ensuite amendé grâce à une pompe péristaltique par une eau usée naturelle à raison de 9 litres/jour en vue d'assurer un temps de séjour de 10 jours pour une période de 26 jours. A la sortie du CAHR l'eau est récupérée continuellement dans un bassin de récupération situé en aval du système.

L'échantillonnage est fait à l'entrée et à la sortie de la maquette tous les trois jours en moyenne.

2. 1. Les Différents types d'analyses bactériologiques

Pour la station de Sidi Bou Ali : Une étude qualitative et quantitative a été faite pour : les bactéries mésophylles totaux, les bactéries psychrophylles totaux, les polluants fécaux : entérocoques, coliformes totaux, coliformes fécaux et les sulfatoréducteurs.

Pour les échantillons prélevés dans la maquette du CAHR alimentée par l'eau usée naturelle, le suivi a englobé les sulfatoréducteurs ainsi que les nitrobacters.

2. 2. Etude des populations de microalgues

Pour tous les échantillons prélevés une étude qualitative et quantitative des microalgues présentes a été faite.

2. 3. Différents types d'analyses physico-chimiques

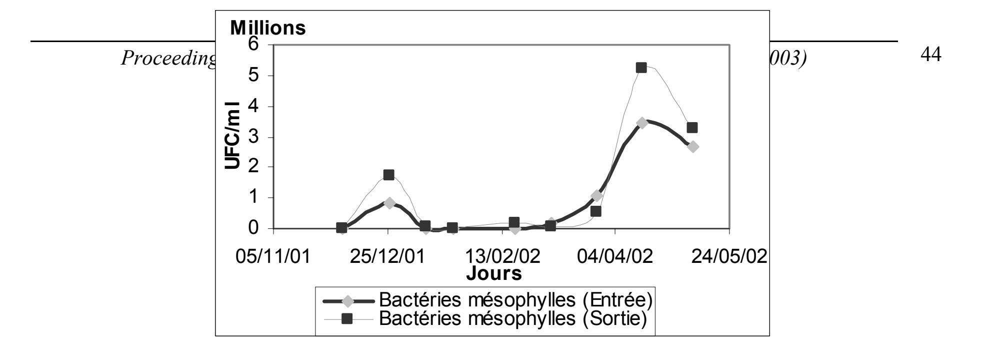
Les analyses physico-chimiques été réalisées sur des échantillons prélevés de la maquette ce CAHR. Les analyses ont concerné les paramètres physiques : température, pH, conductivité et les MES. Les paramètres chimiques faits sont : la DCO, la DBO_5 et les nitrates.

3. RESULTATS

3.1. Au cours du suivi du bassin de lagunage

Les résultats d'analyse des variations en taux des bactéries mésophylles et psychrophylles à l'entrée et à la sortie du bassin de lagunage, nous ont permis de constater des variations similaires dans le temps. Cependant, ces taux sont faibles pour la période de décembre jusqu'au début de mars, et ne dépassent pas 0.15 10^6 UFC/ml. Néanmoins, pendant la période de mars en mai nous avons eu une augmentation en concentrations des bactéries mésophylles et psychrophylles, pour atteindre près de 5 10^6 UFC/ml. Cependant, pour cette période nous avons enregistré les plus élevés des taux en bactéries mésophylles.

Les résultats de dénombrement des coliformes fécaux montrent des variations à l'entrée et à la sortie du bassin de lagunage. Les taux en NPP de ces coliformes enregistrées ont varié de 3 à 1100 NPP/100 ml à l'entrée du bassin, et de 3 à 460 NPP/100 ml à la sortie du bassin. Pour les entérocoques fécaux les taux sont relativement plus importants à l'entrée qu'à la sortie.
L'analyse qualitative de tous les échantillons au cours de la période d'étude montre la présence des *Sulfatoréducteurs* à l'entrée et à la sortie du bassin de lagunage.
Les observations microscopiques de tous les échantillons prélevés à l'entrée et à la sortie du bassin de lagunage ont révélé la dominance nette de microalgues vertes unicellulaire : les *Chlamydomonas.* Ces microalgues ont présenté des taux assez élevés pendant la période printanière et elle a atteint près de 5 10^5 cell/ml.



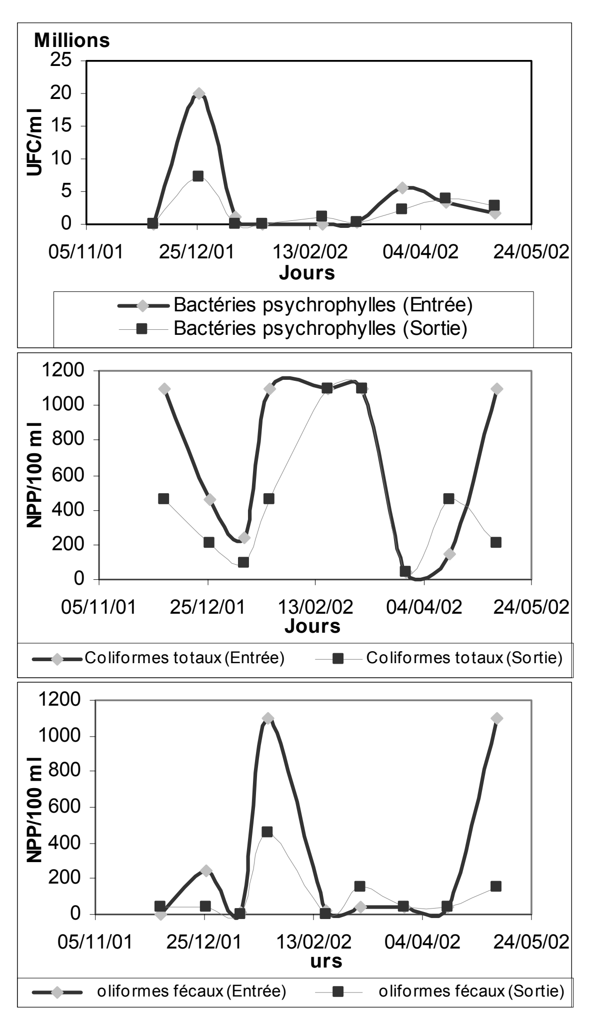


Figure N°1 : Variations des taux de différents types de bactéries à l'entrée et à la sortie du bassin de lagunage en fonction du temps.

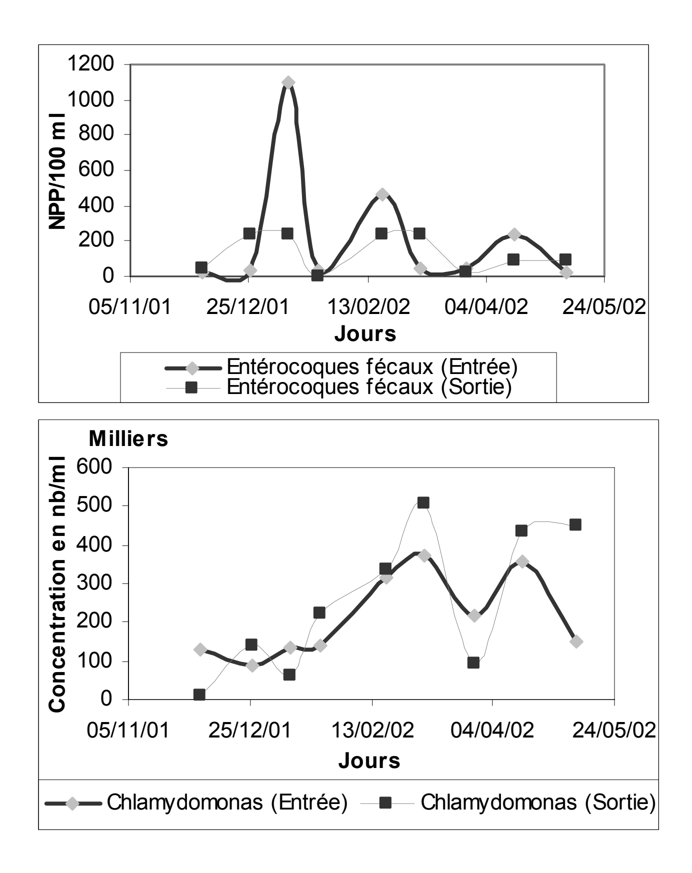


Figure N°2 : Variations des taux en *Chlamydomonas* à l'entrée et à la sortie du bassin de lagunage.

3.2. Au cours du suivi du CAHR

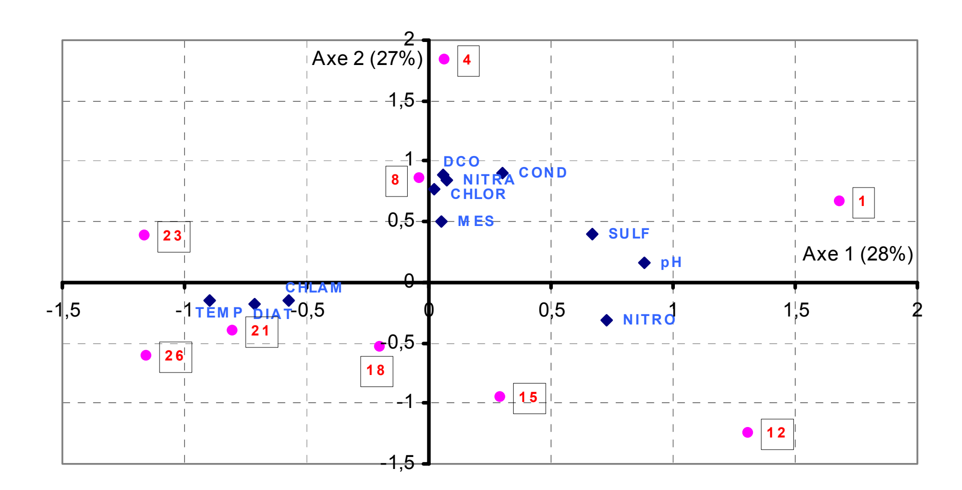


Figure N°3 : Analyse en composantes principales. Points projetés sur le plan des axes factoriels 1 et 2.

Légende : CHLAM :Concentration en *Chlamydomonas* à la sortie de la maquette du CAHR ; DIAT : Concentration en *Diatomées* à la sortie de la maquette du CAHR ; NITRO : Rapport des concentrations en *Nitrobacters* sortie/entrée ; SULF : Rapport des concentrations en *sulfatoréducteurs* sortie/entrée ; DCO : Rapport de la DCO sortie/entrée ; MES : Rrapport des MES sortie/entrée ; NITRA : Rapport des concentrations en nitrates sortie/entrée ; CHLOR : Rapport des concentrations en chlorures sortie/entrée ; COND : Conductivité dans la maquette du CAHR.

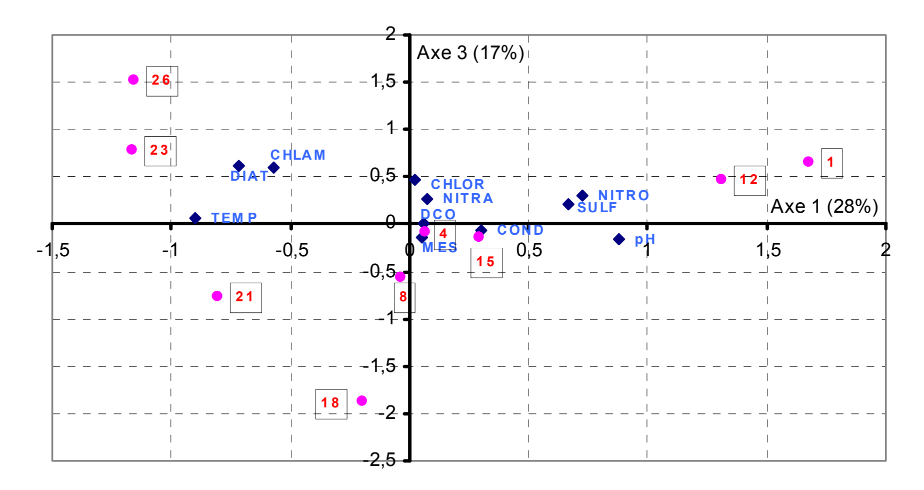


Figure N°4 : Analyse en composantes principales. Points projetés sur le plan des axes factoriels 1 et 3.

Légende : CHLAM :Concentration en *Chlamydomonas* à la sortie de la maquette du CAHR ; DIAT : Concentration en *Diatomées* à la sortie de la maquette du CAHR ; NITRO : Rapport des concentrations en *Nitrobacters* sortie/entrée ; SULF : Rapport des concentrations en *sulfatoréducteurs* sortie/entrée ; DCO : Rapport de la DCO sortie/entrée ; MES : Rapport des MES sortie/entrée ; NITRA : Rapport des concentrations en nitrates sortie/entrée ; CHLOR : Rapport des concentrations en chlorures sortie/entrée ; COND : Conductivité dans la maquette du CAHR.

Sur le plan factoriel (1,2) l'axe 1 couvre 28 % de la variabilité totale. Il est caractérisé dans sa partie positive par les rapports (sortie/entrée) des concentrations en *Nitrobacters* et en *sulfatoréducteurs* et par les valeurs du pH. Dans sa partie négative il est caractérisé par les concentrations en *Diatomées* et en *Chlamydomonas* ainsi que par la température.

La conductivité de la maquette ainsi que les taux des rapports de la DCO, des MES, des nitrates et des chlorures sont corrélés positivement avec l'axe 2 (27% de la variabilité totale).

Le prélèvement réalisé au premier jour de l'expérience est positionné du côté des valeurs positives de l'axe1. Ce prélèvement caractérise des eaux à pH basique avec de fortes concentrations en sulfatoréducteurs et en nitrobacters mais avec de faibles concentrations en microalgues.

A partir du quatrième jours et jusqu'à une semaine du début de l'expérience, nous avons noté une augmentation en taux de la DCO, des matières en suspension, des nitrates, des chlorures ainsi que de la conductivité (valeurs positives de l'axe 2).

Au-delà du douzième jour, les prélèvements réalisés sont caractérisés par de faibles teneurs en DCO, MES, nitrates, chlorures ainsi que pour la

conductivité. A partir du 21 jours, nous avons une augmentation en température, avec augmentation en concentration de microalgues (*Chlamydomonas* et *Diatomées*) et réduction en taux de bactéries en sulfatoréducteurs et nitrobacters en même temps qu'une acidification du milieu.

Sur le plan des axes 1 et 3 (figure 31), qui couvrent respectivement 28% et 17% de la variabilité totale. L'axe 1, dans sa partie positive est caractérisé par les rapports sortie/entrée des nitrobacters et des sulfatoréducteurs ainsi que par un pH de la maquette. Alors que dans sa partie négative il est caractérisé par une température et des concentrations en *Chlamydomonas* et en *Diatomées*. L'axe 3 est caractérisé dans sa partie positive par les concentrations en *Chlamydomonas* et en *Diatomées*. C'est ainsi, il s'avère qu'à la fin de l'expérience le milieu s'enrichit en microalgues.

4. DISCUSSION

Les résultats obtenus pour le suivi du bassin de lagunage naturel, nous avons eu un léger abattement de la charge bactérienne notamment pour les coliformes totaux, coliformes fécaux et entérocoques fécaux. Néanmoins, pour les populations mésophylles et psychrophylles nous n'avons pas obtenu d'abattement significatif.

Par ailleurs, l'étude de Rångeby et *al*. (1996) a montré que la concentration en coliformes fécaux est de plus en plus réduite tout en allant de l'amont vers l'aval du bassin facultatif. Ceci, n'est pas observé d'une façon nette pour le cas de notre étude car nous avons travaillé sur un bassin d'ordre secondaire (7ième bassin) qui présente une certaine homogénéité.

D'autre part, d'après les résultats obtenus pour le bassin de lagunage naturel nous avons remarqué la dominance d'un seul type de microalgues, sur toute la période d'étude, c'est le genre *Chlamydomonas*. Ce résultat est en accord avec ceux trouvés par Edeline et *al*. (1988), Hawkes et *al*. (1983) ainsi que par Mara et *al*. (1997), qui ont trouvé que ce type d'algues prédominent au niveau du système de lagunage naturel. Aussi, Mara et *al*. (2000) ont trouvé que le bassin facultatif de lagunage naturel est dominé par les microalgues mobiles tel que *Chlamydomonas, Pyrobotrys* et *Euglena*, qui peuvent optimiser leurs positions dans la colonne d'eau du bassin en fonction de l'intensité lumineuse incidente et la température plus facilement que les algues immobiles (tel que *Chlorella*, bien qu'elle soit assez abondante dans les bassins facultatifs).

Aussi les résultats obtenus montrent des concentrations en microalgues plus importantes pendant la saison du printemps, bénéficiant d'un taux d'éclairement suffisant et d'une température adéquate. Ces résultats coïncident avec celles d'El Halouani et *al*. (1992) et Ouazzani et *al*.

(1995) qui ont montré que l'activité algale photosynthétique est plus importante durant la période printanière. Par ailleurs, les concentrations en bactéries aérobies mésophylles et psychrophylles sont aussi plus importantes pendant le printemps.

L'analyse en composantes principales des résultats de l'expérience du CAHR alimenté en eau usée naturelle montre que le système évolue comme suit :

Au départ, l'eau de la maquette du CAHR est riche en *sulfatoréducteurs* et en *Nitrobacters* avec un pH assez élevé. Dès le quatrième jour et jusqu'à la fin de la semaine, nous avons enregistré une augmentation de la charge organique du milieu, représentée par la DCO et les MES, en plus d'une élévation de la conductivité et des taux en nitrates et des chlorures à la sortie de la maquette. Cette élévation en DCO et en MES est due à l'alimentation de la maquette en eau usée chargée en matières organiques. Par ailleurs, il semble que les charges de l'effluent dépasseraient la capacité des bactéries existantes dans le milieu pour dégrader la totalité de la matière organique effluente. L'élévation en taux de chlorures est expliquée par l'évaporation, qui n'a pas été compensée pendant l'expérience.

L'élévation en taux de nitrates peut être expliquée par la nitrification. En effet, la charge initiale importante en *Nitrobacter* aurait permis d'oxyder une partie en matières organiques de l'effluent, ce qui a permis de fournir les matières minérales. Ces résultats concordent avec ceux de Rångeby et *al*. (1996) qui ont indiqué aussi qu'une augmentation en charge minérale serait à la base d'élévation de la conductivité à la sortie de la maquette. Cette conductivité n'est pas affectée seulement par l'évaporation, mais aussi par les sels issues de la minéralisation de la matière organique.

Du douzième jour et jusqu'à la fin de la période d'étude, nous avons une diminution des taux en nitrates, en chlorures, en MES et en DCO (sortie/entrée) ainsi que la conductivité. Nos résultats sont en corcordance avec ceux de Brouers et *al*. (1996 ; 2002) qui ont montré que la technique de CAHR permet de réduire les MES, la DCO et les taux en nitrates.

Aussi, nos résultats indiquent qu'au niveau du système d'expérimentation et à partir du 21ième jour jusqu'à la fin de l'expérimentation une corrélation positive entre l'augmentation de la température et le développement des microalgues de la maquette du CAHR à savoir les *Chlamydomonas* et les *Diatomées*. C'est une période qui suit la dégradation des matières organiques de l'effluent en matières minérales par les bactéries. Cette matière minérale est utilisée par les microalgues pour réaliser la photosynthèse et produire de l'oxygène qui sera utilisé par les bactéries aérobies pour oxyder les matières organiques. Lors de cette période nous avons une réduction en concentration des *Nitrobacters* et des *Sulfatoréducteurs.*

Ainsi, nous avons pu constater que la dégradation en matières organiques et en matières minérales par les bactéries précède la prolifération

algale dépendante de nutriments et des conditions du milieu. Ces résultats coïncident avec les résultats de Mara et *al*. (1986), El Hamouri et *al*. (1993) et El Hamouri et *al*. (1995) qui ont montré que dans un réacteur algo-bactérien l'oxydation de la matière organique précède toujours la croissance algale.

5. CONCLUSION

Le suivi de l'évolution des populations bactériennes et de microalgues dans un bassin de lagunage naturel de la station d'épuration montrent une élévation en taux en populations bactériennes aérobies dans le système durant la période printanière. Pour les sulfatoréducteurs leur présence est maintenue invariable à l'entrée et à la sortie du bassin. Aussi, pour les taux des différents types de germes notamment les coliformes totaux, les coliformes et les entérocoques fécaux, un léger abattement à la sortie par rapport à l'entrée est obtenu, avec de fortes variations qui semblent être influencé par les conditions du milieu et la charge en eau usée effluente. Pour les micoalgues, l'espèce *Chlamydomonas* est l'espèce prédominante dans ce système.

Le suivi de la maquette du chenal algal à haut rendement alimenté en eau usée naturelle a permis de constater la dominance des *Chlamydomonas* essentiellement, associées à une faible concentration en *Diatomées.* Ces deux types de microalgues présentent une évolution en concentrations similaires dans le temps.

Par ailleurs, les résultats obtenus ont permis de mettre en évidence la relation symbiotique entre microalgues et bactéries. Les bactéries *Sulfatoréducteurs* et *Nitrobacters* dégradent les matières organiques contenues dans l'eau usée naturelle et les transforment en matières minérales profitables pour les microalgues en vue d'assurer leur développement. Par ailleurs, une augmentation en concentration de microalgues est associée à la réduction des taux de la DCO des MES et des nitrates, avec réduction des *Sulfatoréducteurs* et des *Nitrobacters*. Il en ressort que le système (CAHR) démarre riche en bactéries et en matières organiques, pour devenir riche en matières minérales, permettant la poussée de microalgues photosynthétiques.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Brouers, M. and T. Namèche, 1996. Le chenal algal : description et principes de réutilisation des algues. Proceedings du

Seminaire « lagunage aéré et lagunage naturel ». Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Arlon-Mai 1996.

2. Brouers, M. Epuration des eaux usées par les microalgues : exemple de la technique du chenal à haut rendement. Algo rythme, N°58 2ème trimestre, pp. 4-5.2002.
3. Edeline, F., 1988. L'Epuration Biologique des Eaux Résiduaires : Théorie et Technologie. Editions CEBEDOC, Liège, Belgique.
4. EL Halouani, H., B. Picot, C. Casellas, G. Pena et J. Bontoux.1993. Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. Revue des sciences de l'eau.6(1) : 47-61.
5. El Hamouri. B, Jellal. J, Belkhdir. R, Moundib. R, Berrada. R et Rhallabi. N. 1993. Interaction between algae and bacteria during wastewater treatment in a HRAP. In: Proceedings of the First Conference on Algal Biotechnology, Kuala Lumpur, Malaysia.
6. El Hamouri, B., J. Jellal, H. Outabiht, B. Nebri, K. Khallayoune, A. Benkerroum, A. Hajli and R. Firadi. 1995. The performance of high-rate algal pond in the Moroccan climate. Water Science and Technology. 31 (12): 67-74.
7. Hawkes, H.A. 1983. Stabilisation ponds. In:*Ecological Aspects of Used Water Treatment,* Vol. 2, C.R. Curds and H.A. Hawkes, Eds. Academic, London.
8. Mara, D. D. and Pearson, H. W. (1986). Waste Stabilisation Ponds. In : Artificial Freshwater Environnement, Rehm, H. J. and Reed, G. (ed). Biotechnology Vol. 8 VCH Verlagsgesel-Ishaft, Weinhim, pp.179-206.
9. Mara, D.D. 1997. A Design Manual for Waste Stabilization Ponds in India ,Lagoon Technology International Ltd, Leeds.
10. Mara, D.D. 2000. The production of microbiologically safe effluents for wastewater reuse in the middle east and north Africa. Water, Air, and Soil Pollution. 123: 595–603.
11. Ouazzani, N., Bouhoum, K., Mandi, L., Bouarab, L., Harrabi, Kh., Rafiq, F., Picot, B., Bontoux, J. and Schwartzbrod, J., 1995. Wastewater Treatment by stabilization pond: Marrakesh experiment. Printed in Great Britain.

Qualité bactériologique de quelques effluents urbains traités et rejetés dans l'environnement

I. Boukef[1], M. Trad[2], H. Makni[3], M. Elbour[1] et A. Boudabbous[4]
[1] *Institut National des Sciences et Technologie de la Mer.*
[2] *Institut National de Recherches en Génie-Rural, Eaux et Forets.*
[3] *Ecole National d'Ingénieurs de Sfax.*
[4] *Faculté des sciences de Tunis.*
E-mail : Imen.boukef@lycos.com

Résumé - La qualité des eaux usées traitées (EUT) est une donnée importante dans l'évaluation de l'impact sanitaire et environnemental lié à la réutilisation agricole et au rejet de ces eaux dans le milieu naturel. Le présent travail a pour objectif l'étude de la qualité bactériologique des EUT de trois stations d'épuration. Il s'agit des stations de Kâlaat Andalous, Monastir et El Jem utilisant respectivement les procédés de lagunage aéré, lit bactérien et lagunage naturel. L'étude a été menée sur les eaux brutes et traitées des trois stations et a comporté un suivi de l'abondance des indicateurs fécaux, des Salmonelles et des Pseudomonas. Les résultats obtenus montrent que le lit bactérien est moins efficace dans l'élimination de la pollution bactérienne par rapport au lagunage et que les concentrations bactériennes résiduelles restent élevées dans les effluents traités des différentes stations. Le rendement épuratoire subit une variation saisonnière importante dans le cas du traitement par lagunage. Par ailleurs, le comportement des indicateurs fécaux n'est pas toujours similaire à celui des pathogènes.

Mots clés : Eaux usées / Lagunage / Lit bactérien / Indicateurs fécaux / Pseudomonas / Salmonelles.

1. INTRODUCTION

Grâce à l'effort considérable consenti en matière d'assainissement, le volume des eaux usées traitées ne cesse d'augmenter en Tunisie. Au terme de l'année 2002, ce volume a atteint 180 millions de m^3 (Koundi, 2002) et il est prévu qu'il atteingne 215 millions de m^3 en 2006. Une partie des eaux traitées est réutilisée pour l'irrigation des cultures mais, pour différentes raisons, le taux de réutilisation ne dépasse pas actuellement 20 % (Ghariani, 2002) ce qui laisse prévoir l'importance des volumes d'eaux traitées rejetés chaque année dans le milieu naturel. Compte tenu de la pollution résiduelle

des EUT, leur réutilisation agricole ainsi que leur rejet en mer s'accompagnent de risques sanitaires et environnementaux. L'évaluation de ces risques nécessite une parfaite connaissance des caractéristiques quantitatives et qualitatives de la charge microbienne véhiculée par les eaux.

Le présent travail a pour objectif la détermination de la qualité bactériologique des eaux usées traitées aux niveaux de trois stations d'épuration tunisiennes. Il permet également une évaluation comparative de la performance de différents systèmes d'épuration dont le lagunage qui conserve son ancienne réputation d'efficacité dans l'élimination des bactéries pathogènes (Walker et al., 1977 ; Baleux et trousselier, 1983 ; Trad-Raïs, 1989 ; Lesne et al., 1991 ; Mezrioui et al., 1995 ; Nameche et al., 2000). Le suivi de l'abondance des indicateurs bactériens et des pathogènes, réalisé durant une année permet, en outre, de dévoiler le caractère cyclique de l'efficacité de certains traitements.

2. MATERIEL ET METHODES

L'étude a été réalisée aux niveaux des stations d'épuration de Kalâat Andalous, Monastir et El Jem où les eaux usées sont traitées respectivement par lagunage aéré, lit bactérien et lagunage naturel. Les échantillons d'eaux usées ont été prélevés mensuellement durant l'année 2002, à l'entrée et à la sortie de chaque station. L'analyse bactériologique a consisté en un dénombrement des Coliformes thermotolérants (CTT), des Entérocoques fécaux (EF), des Pseudomonas (P) et des Salmonelles (S). Les trois premiers germes ont été recherchés par étalement sur gélose. Pour les Salmonelles, la technique du nombre le plus probable décrite par Baleux et al. (1988) a été utilisée. L'identification sérologique des souches isolées a été réalisée à l'institut Pasteur de Tunis. Les milieux de cultures utilisés ainsi que les conditions d'incubation des différents germes recherchés sont indiqués dans le tableau 1.

Tableau 1 : Milieux de cultures et conditions d'incubations des germes recherchés

bactéries	Milieux	Incubation
Coliformes thermotolérants	Gélose Chapman TTC base	44°C / 48h
Entérocoques fécaux	Gélose Slanetz et Bratley	37°C / 48h
Pseudomonas	Gélose à la Cétrimide	37°C / 48 h
Salmonelles	- Bouillon au sélénite de sodium additionné de Pril et de Novobiocine - Gélose Salmonella-Shigella - Milieu de Kligler - Galerie API 20E	44°C /24h 37°C /24 h 37°C /24 h 37°C /24 h

3. RESULTATS ET DISCUSSION

Les concentrations moyennes des germes tests de contamination fécale (GTCF), des Pseudomonas et des Salmonelles dans les eaux usées des trois stations d'épuration étudiées sont présentées dans le tableau 2. Dans les eaux non traitées, le nombre des GTCF varie, selon les stations, de 4,9 x 10^6 à 4,1 x 10^7 cfu/100ml. Cette charge est de même ordre de grandeur que celle généralement rencontrée dans les effluents urbains (Stover et al., 1986 ; Trad Raïs, 1989 et 1995 ; Emparanza-Knörr et Torella, 1995 ; Lazarova et al., 1998 ; Nigim et al., 2002). Les Pseudomonas sont aussi nombreux que les indicateurs ; leur concentration varie de 3 x 10^6 à 7,3 x 10^6 cfu/100 ml. Ces bactéries pathogènes sont fréquentes dans l'environnement ; leur nombre est généralement élevé dans les eaux usées (Jiménez et al., 1998 et 2000).

Tableau 2 : Concentrations moyennes des indicateurs fécaux, des Pseudomonas (cfu/100 ml) et des salmonelles (NPP/ 100 ml) dans les eaux usées

Station	CTT**		EF**		Pseudomonas**		Salmonelles*	
	E	S	E	S	E	S	E	S
Kalâat Andalous	$4,1x10^7$	$8,2x10^5$	$1,3 \times 10^7$	$3,6x10^4$	$3,5x10^6$	$2,8x10^4$	43	6
Monastir	$2,4x10^7$	$1,7x10^6$	$4,9x10^6$	$2,5x10^5$	$3,1x10^6$	$2,6x10^5$	47	1,4
El jem	$1,7x10^7$	$1,6x10^5$	$1,6x10^7$	$2,1x10^4$	$7,3x10^6$	$1,6x10^4$	11	0,76

E : Entrée de station ; S : Sortie ; ** : (cfu/100ml) ; * : NPP/100 ml.

Le nombre des Salmonelles dans les eaux non traitées est relativement faible : Il varie de 11 à 47 bactéries dans 100 ml. Les données bibliographiques relatives à ce sujet sont très variées car la concentration de ces bactéries pathogènes dans les eaux usées dépend des conditions environnementales et épidémiologiques des régions où sont réalisées les études. Les résultats de certains travaux montrent que le nombre des salmonelles dans les effluents urbains non traités varie de quelques bactéries par 100 ml à des concentrations de même ordre de grandeur que celles des indicateurs fécaux (Armon et al., 1994 ; Sheikh et al., 1998 ; Jiménez et al., 1998 et 2000). Dans le cas de notre étude, la faible concentration des Salmonelles dans les eaux usées non traitées peut s'expliquer par le caractère instantané des prélèvements. En effet, d'après des informations disponibles (Trad Raïs et Ben Aïssa, 1998 ; Ben Aïssa, 2000 et 2001) les salmonelles sont fréquemment isolées en Tunisie à partir des échantillons d'eaux, de denrées alimentaires et de boues résiduaires ce qui laisse supposer leur présence en nombre important dans les eaux usées brutes.

Les eaux usées traitées des trois stations véhiculent une charge bactérienne relativement élevée. Les indicateurs fécaux sont aussi nombreux dans les eaux issues du lagunage aéré que dans celles issues du lagunage naturel ce qui rejoint les résultats d'autres travaux (Trad Raïs, 1995 ; Garcia et al., 2000). Les Salmonelles persistent dans les eaux traitées ce qui témoigne de l'incapacité des systèmes d'épuration d'assurer l'élimination totale de ces pathogènes. Ce résultat confirme celui d'autres travaux qui ont permis de mettre en évidence la présence de Salmonelles, en nombre parfois élevé, dans les eaux usées traitées par lagunage (Emparanza-Knörr et Torella, 1995). Les eaux traitées des trois stations ne possèdent pas la qualité bactériologique requise pour l'irrigation des cultures dont les produits sont destinés à être consommés crus (WHO, 1989). Aucune des stations ne

fournit des eaux traitées conformes à la norme tunisienne (NT 106.002) relative aux rejets d'effluents dans le milieu hydrique.

Tableau 3 : Rendements bactériologiques des trois stations d'épuration (%)

Station	CTT	EF	Pseudomonas	Salmonelles
K. Andalous	98	99,7	99,2	86,4
Monastir	92,6	94,8	91,5	97
El jem	99,1	99,9	99,8	93,1

CTT : Coliformes thermotolérants ; EF : Entérocoques fécaux.

Les rendements bactériologiques des stations étudiées (tableau 3) montrent une meilleure efficacité du lagunage dans l'élimination des GTCF et des Pseudomonas par rapport au système de traitement intensif par lit bactérien. Ces résultats confirment ceux des travaux précédemment réalisés aux niveaux d'autres sites (Trad Raïs 1989 et 1995 ; Ghrabi et al., 2000). Le meilleur taux d'élimination des Salmonelles est enregistré au niveau de la station de Monastir. Ce taux est supérieur à celui des autres germes recherchés ce qui confirme la fragilité des Salmonelles par rapport aux indicateurs fécaux. Dans les stations de traitement par lagunage, le taux d'élimination des Salmonelles est inférieur à celui des indicateurs fécaux. Ce résultat serait dû à la capacité particulière de survie et de prolifération des Salmonelles dans les micro-habitats anaérobies des lagunes (Emparanza-Knörr et Torella, 1995).

L'efficacité bactériologique des traitements d'épuration peut subir des variations saisonnières dont l'amplitude dépend du système de traitement et du microorganisme considéré. D'une façon générale, l'élimination des différentes bactéries recherchées est favorablement influencée par l'augmentation de la température de l'eau dans les systèmes de traitement par lagunage. Au niveau de la station d'épuration d'El jem, l'amélioration des abattements bactériens est perceptible dès le printemps et se poursuit durant l'été. Les meilleurs abattements sont enregistrés en juin dans le cas des indicateurs fécaux et en avril dans le cas des Salmonelles. Durant cette période de l'année, les conditions de température et de photopériode sont favorables à la prolifération des algues dont l'activité fournie l'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique et entraîne une augmentation du pH des eaux ce qui agit défavorablement sur la survie des microorganismes entériques. Ces résultats rappellent ceux des travaux réalisés en Belgique (Nameche et al., 2000) et qui ont permis de constater un maximum d'activité algale dans les étangs naturels durant le printemps et l'été. Dans ce système, l'abattement des Pseudomonas fluctue sans tendance claire. Des résultats similaires ont été obtenus sur ce pathogène dans un lagunage naturel fonctionnant sous des conditions climatiques proches de celles de la Tunisie (Mezrioui et al., 1995).

Dans un lagunage aéré, l'approvisionnement du système en oxygène se fait indépendamment de la saison ; la température n'agit plus à travers l'activité photosynthétique mais s'y ajoute. Pour les différents microorganismes recherchés, l'abattement augmente entre le printemps et l'automne par rapport au reste de l'année; Les pics sont enregistrés au cours de la période estivale. L'intensité du rayonnement solaire durant cette période contribuerait à assurer ces performances (Curtis et al., 1992).

Dans le cas du lit bactérien, l'abattement des différents micro-organismes fluctue, sans tendances particulières, dans un intervalle ayant une amplitude de 2 unités log. Les systèmes de traitement intensifs étant caractérisés par un temps de séjours ne dépassant pas quelques heures, les microorganismes des eaux résiduaires ne subissent pas l'influence des conditions climatiques.

Le figure 1 représente, pour chaque station, la moyenne annuelle de la concentration résiduelle en CTT (cfu/ml) dans les eaux usées traitées en fonction du rendement épuratoire moyen pour cette même bactérie (%).

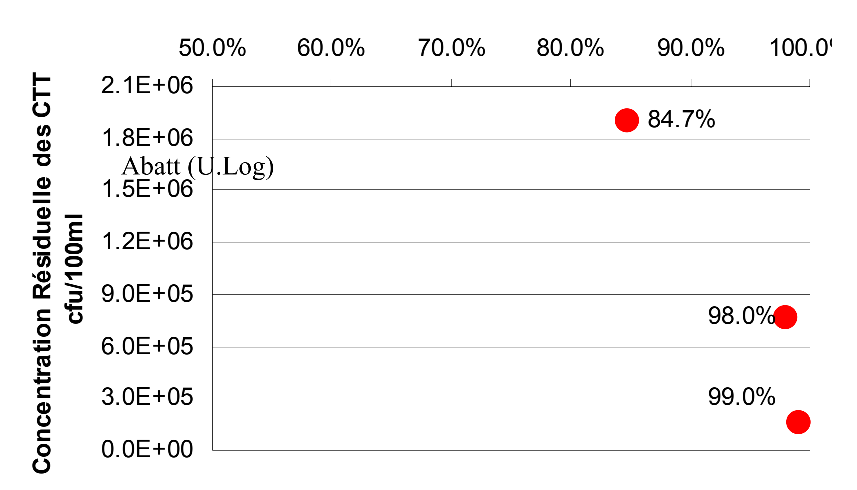


Figure. 1 : Concentration résiduelles des CTT dans les eaux traitées en fonction du rendement épuratoire des trois stations.

On constate que malgré les rendements épuratoires élevés, les effluents traités contiennent une concentration résiduelle en *CTT* parfois très importante et qui dépasse, dans le cas des trois stations, la limite supérieure recommandée par l'O.M.S pour une réutilisation des eaux traitées en irrigation, sans restriction des cultures (WHO, 1989). Pour cette raison, il est préférable que la performance bactériologique des stations d'épuration soit

exprimée en termes de concentration résiduelle des bactéries dans les eaux traitées plutôt qu'en termes de pourcentage d'élimination des différents germes.

Par ailleurs, les Salmonelles occupent une place importante dans la pathologie humaine et animale. Ce sont les pathogènes les plus recherchés dans les eaux usées. L'étude sérologique des souches isolées à partir des effluents urbains fournit des informations utiles sur les sérotypes en circulation dans les populations qui génèrent ces effluents.

Durant l'année de suivi, 165 souches de Salmonelles ont été isolées à partir des échantillons d'eaux usées prélevés sur les trois stations d'épuration. 25 % de ces souches ont été mises en évidence dans les eaux épurées ; le reste a été isolé à partir des eaux non traitées. Près de la moitié des souches isolées à partir des eaux traitées a été mise en évidence dans les effluents de la station de Monastir alors que la deuxième moitié a été détectée dans eaux traitées par lagunage.

Figure 2 : Fréquence des différents sérotypes de Salmonelles.

Les souches de Salmonelles se répartissent en 19 sérotypes différents (Fig. 2). On remarque que *Salmonella corvallis* prédomine (18%) suivi de *S. livingstone* qui représente près de 15 % des souches isolées. D'après les informations disponibles au Centre National des Salmonelles (Ben Aïssa

2000 et 2001), ces deux sérotypes figurent parmi les plus fréquemment isolés à partir de l'homme, des aliments et de l'environnement durant les années 2000 et 2001.

4. CONCLUSION

La charge bactérienne véhiculée par les eaux usées urbaines est importante : Les concentrations des indicateurs fécaux et des Pseudomonas dans les eaux non traitées des trois stations varient de 3×10^6 à 4×10^7 cfu/100 ml. Les traitements appliqués aux eaux usées assurent des taux d'élimination bactériens en général supérieurs à 90%. Cependant, les concentrations résiduelles des indicateurs et des Pseudomonas restent élevés dans les eaux traitées. Les Salmonelles présentes en faible nombre dans les effluents bruts restent décelables dans les eaux traitées des trois stations. La qualité sanitaire des eaux usées traitées est donc insuffisante pour une réutilisation agricole sans restrictions ou un rejet en milieu sensible.

Le traitement par lit bactérien est moins performant dans l'élimination de la plupart des bactéries recherchées que le traitement par lagunage.

Le lagunage naturel ou aéré assure une meilleure élimination des indicateurs fécaux et des Pseudomonas que des Salmonelles ; ces dernières sont au contraire mieux éliminées par le lit bactérien que les autres germes recherchés.

La performance du lit bactérien dans l'élimination des bactéries d'origine fécale est relativement constante dans le temps alors que celle du lagunage varie d'une période à l'autre de l'année. Les meilleurs rendements bactériologiques sont observés en période printanière ou estivale selon le microorganisme considéré et le type de lagunage.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Armon R., Dosoretz C., Azov Y. and Shelef G. (1994) Residual Contamination of Crops Irrigated with Effluents of Different Qualities: A field Study. Wat Sci. Tech, 30 : 9, 239-248.
2. Bahlaoui M.A., Baleux B., Trousselier M. (1997) Dynamics of pollution –indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. Wat. Res., 31(3): 630-638.
3. Baleux B. et Troussellier M., (1983) Evolution des bactéries témoins de contamination fécale et de *Pseudomonas aeruginosa* et *Aeromonas hydrophila* dans un ouvrage d'épuration des eaux usées par lagunage (Mèze). T.S.M. l'eau., 7, 361-370.

4. Baleux B., Alibou J., Troussellier M., Got P. (1988) Utilisation du bouillon sélénite F modifié pour dénombrer *Salmonella* dans les milieux aquatiques. Revue des sciences de l'eau, 1(4) :401-408.
5. Ben Aïssa R. (2000) Serovars des Salmonella répertoriées au Centre National –Tunisie, année 2000, Rapport, 7 p.
6. Ben Aïssa R. (2001) Serovars des Salmonella répertoriées au Centre National –Tunisie, année 2001, Rapport, 2 p.
7. Curtis T.P., Mara D.D. and Silva S.A. (1992) The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: Implications for research and design. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 26, N° 7-8, pp. 1729-1738.
8. Emparanza -Knörr A., Torella F. (1995) Microbiological performance and Salmonella dynamics in wastewater depuration pond system of southeastern Spain. Wat. Sci. Tech., Vol. 31, N° 12 : 239-248.
9. Garcia J., Mujeriego R., Bourrouet A., Penuelas G. and Freixes A.(2000) Wastewater treatment by pond systems : experiences in Catalonia, Spain. Wat. Sci. Tech. Vol. 42, N°10-11, pp. 35-42.
10. Ghariani F., (2002) Réalités et perspectives de la réutilisation des eaux usées traitées en Tunisie. Les journées scientifiques de l'INRGREF sur la valorisation des eaux salées et usées traitées en agriculture. Hammamet, 16-17 décembre 2002.
11. Ghrabi A., Ferchichi M., Kallali H., Hassen A., Jedidi N., Bousselmi L., Ennabi M. (2000) Traitement des eaux usées urbaines dans une station pilote semi-industrielle. Wastewater treatment and Reuse Adapted to the Mediterranean Area Proceedings of International Conference WATRAMA 2000 . Tunis 25-28 October 2000. pp. 40-45.
12. Lazarova V., Savoye P., Janex M. L., Blatchley E. R. and Pommepay M.(1998). Advanced wastewater Disinfections Technologies: State of the art and Perspectives. Recycling and Reuse. 2° International Conference. Resources and Environmental: Priorities and challenge. 14-16 September 1998, Milan, Italy, 354-362.
13. Lesne J., Baleux B., Boussaïd A., and Hassani L. (1991). Dynamics of pollution-indicator and heterotrophic bacteria in sewage treatment lagoons. Appl. Environ. Microbiol., 48, 586-593.
14. temperate climate. *Wat. Sci. Tech.*, 31(12), 285-290.
15. Nigim H.H., Hashlamoun W.A., Al-Dadah J.Y., and Abu-Marasa A.(2002). Potential implementation of subsurface drip irrigation with primary treated wastewater. IWA Regional Symposium on Water.

Wastewater recycling of olive mills in Mediterranean countries : Demonstration and sustainable reuse of residuals

H. Dirk[1], A. Neskakis[1] et D. Xanthoulis[2]

[1]*Aachen University of applied Sciences, Ginsterweg 1, D-52428 Jülich, GERMANY*
[2]*Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, asbl Epuvaleau, 2, avenue de la Faculté, B-5030 Gembloux, Belgique*
Email: xanthoulis.d@fsagx.ac.be

Abstract - Olive oil contributes about 60% in the total agricultural production of Crete, Hellas and its production has been increased by 6 % per year during the last decades, due to increased productivity of existing olive orchards and expansion of the total area of olive plantations. Therefore, a considerable amount of OMW is produced in Crete (370,000 tn/year) in a short period of time (November to March), generating the problem of proper disposal with no harmful effects for the environment. The objective of the WAWAROMED project was the treatment and reuse of olive mill wastewater (OMW), which in the Mediterranean region normally is stored in open basins and causes harmful ecological impact due to overflows during winter.

Key words : Olive mills / Wastewater / treatment / Reuse / Mediterranean region.

1. INTRODUCTION

Besides the co-ordination of the project, the task of the Aachen University of Applied Sciences was to operate and optimise a pilot scaled biological treatment system for olive mill wastewater. In the beginning of the project, the system consisted of two treatment steps, an aerobic fixed bed reactor and an anaerobic fixed bed reactor. In the second campaign a settling tank as a pre-treatment step was added to the system.

In the first year of the project, the system was located in the yard of the Greek project partner (NARF). In the second and the third year of the project, the system was transferred to an olive oil mill in a small village in the north-western part of Crete.

The performance of the pilot system was tested with three treatment steps in the course of the 3 years of the project.

2. MATERIAL AND METHODS

In the first campaign of the project, the pilot system consisted of two reactors made of stainless steel with a volume of 2 m^3 for each reactor. The first treatment step was an aerobic fixed bed reactor with settling tank for biomass recovery. The material used for the fixed bed were plastic modular blocks with a specific surface of 100 m^2/m^3. In addition to acclimatized aerobic sludge obtained from the municipal WWTP in Chania, this step contained the fungus *Geotrichum Candidum*, that can hydrolyse phenolic compounds in the wastewater. The following step was an up-flow anaerobic fixed bed reactor. Likewise a settling tank was used to enrich the reactor with biomass. The anaerobic step was inoculated with anaerobic sludge of the local waste water treatment plant of Chania. In the course of the campaign, fermented cow dung was added to the reactor.

Before the campaign 2001/2002 the system was transferred directly to an olive oil factory located in Skines, a small village 16 km away from Chania. At the beginning of the campaign the process technology and treatment path of the experimental WWTP was the same as in the campaign 2000/2001. In February 2002 a new settling tank was added to the system.

The tank is combining the classical characteristics of a physical - mechanical liquid-solid separation with a biological pre-treatment step by means of a co-culture of two types of micro-organisms that start biological degradation of the waste water. The micro-organisms used were the fungus *Geotrichum candidum* and the bacteria *Lactobacillus plantarum*. *Geotrichum candidum* was already successfully used in the aerobic step in the first campaign 2000/2001. It produces enzymes to hydrolyse phenolic compounds and reduces the oil content. It will cover the surface of the tank with a characteristic white mycelium. *Lactobacillus plantarum* can stop the phenomena of auto-oxidation of the waste water. It will grow under anaerobic conditions in the bottom part of the tank.

The volume of the settling tank can be varied between 900 or 400 liters. In order to facilitate the biological degradation, the tank was heated to approximately 30 °C.

Inoculation took place in two different ways. About 1 l of OMW including the co-culture of the two micro-organism was added to the sedimenter. In addition to this, both *Geotrichum candidum* and *Lactobacillus plantarum* were added without being acclimatized to the waste water. As a source of nutrients 1 kg ammonium sulphate was added. After inoculation the settling tank was operated in batch mode for 3 days.

During the operation of the system, the chosen volume of the tank was 900 l. The performance was tested by changing the hydraulic retention time from 9 days to 3 days.

In the last campaign of the project an industrial scaled system was built directly next to an olive mill located in Skines, Crete. The concept of the

new approach to treat OMW resulted from the laboratory scaled experiments done by our Tunisian project partner and from the experience gained while operating the pilot scaled system. The new system consists of two biological treatment steps: A bio-settler followed by an up-flow anaerobic fixed bed reactor. It is designed to treat about 6 m³ OMW per day. Figure 1 shows a sketch of the system.

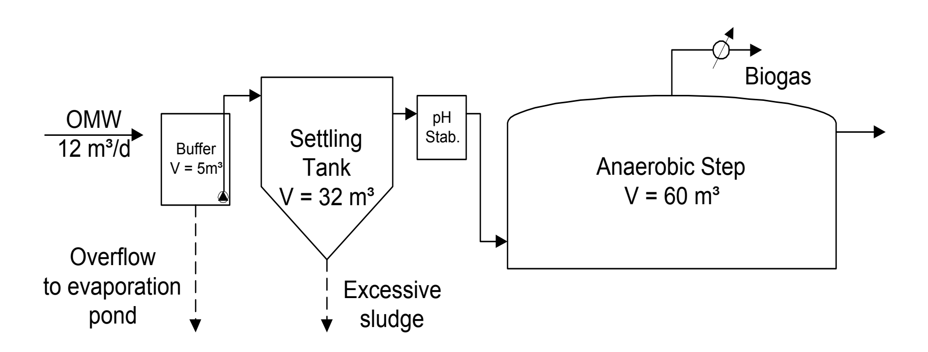


Figure 1: Sketch of the new system

Taking the local construction conditions under consideration, the design of the system was kept easy. A compromise was made between the optimum solution in regards of the treatment technology and a solution that could easily be realised by construction companies in rural areas like Skines that do not have profound experience in building wastewater treatment systems. Nearly all the materials needed to carry out the construction could be obtained without problems in Crete.
The wastewater recycling process is strongly influenced by the temperature inside the anaerobic tank. In order to improve the efficiency of the wastewater recycling of olive oil mills, it has been designed a solar thermal system to heat the anaerobic tank up to a specific temperature. The growth of the micro-organism in the anaerobic digester improves under two different temperatures regimes, namely mesophilic and thermophilic. The mesophilic regime is in the range of 28ºC – 42ºC and the thermophilic regime is produced in the range of 45ºC – 65ºC. Due to the characteristics of the wastewater recycling process the temperature required is 37ºC, which is a suitable working temperature for flat plate solar collectors.
In order to get the desired temperature inside the anaerobic tank, a solar system has been designed taking into account the energy demand, the available solar irradiation and cost of the system and simplicity of the installation.

The required energy was calculated taking into account the dimension of the anaerobic tank, the olive mills wastewater daily renovation and the fluid temperature. The energy demand is the sum of two quantities: thermal losses in the anaerobic tank and OMW renovating.

The annual energy demand calculated was 23,722 MJ.

Calculations led to a solar thermal system with a solar surface of 8.85 m^2 (flat plate collectors) with an annual average performance of 42%. Such solar equipment can produce 70% of annual energy demand to heat the anaerobic tank.

The solar array must be inclined 45º over the horizontal surface and it must be oriented to the South. 500 litres storage will be used to assure the temperature stability the hole day. In order to maintain the temperature stability, a tempering valve driven by a PID control will be set up.

The cost of the solar thermal system (without sensors and register) is approximately 5,213€. The solar thermal system such as it is described before, has been compared with a standard electric resistances equipment to heat water to analyse the economy of the investment.

The economical study has been done taking into account the next aspects:

- The life period of the solar system is 20 years (in conditions of normal operation, the life of the installation of OMW could be of this order).
- The price of the kWh in Greece has been valued in 0.11 € and the efficiency of the system of electric production in 95%.
- The financial interest is 7% (fixed interest: 5% plus risk interest: 2%).
- The inflation has been valued in a 3% (current estimate for all European area).
- Increment in the price of the conventional energy: 2%. Although in this period the price is stable, it is supposed that in a 20 years period the situation is going to change and the price is going to increase.

Without subsidies for the solar system, the internal rate of return (IRR) of the investment is not profitable (approximately 5%) and the investment is recuperated after 18 years.

Anyway in the graph is showed that a reduction in the initial estimated cost for the solar system leads to a more profitable situation. As an example, if a reduction of 20% is possible for the solar equipment, the internal rate of return is about 10% and the net present value is 1.135€, being the payback 12 years.

In this case, the optimisation of the system, after its study in standard working conditions will allow to reduce the cost and to get better profits.

During the year 2002, it was decided to increase the size of the original project and the final installation was adapted to a real olive oil mill. This change affected strongly to the solar thermal system design.

The main problem was the important change in the dimensions of the anaerobic digester. Initially the solar system was designed to heat an anaerobic digester with 2 m^3 and at the end it was built an anaerobic reactor with 80 m^3. Due to this reason the annual energy demand to heat such anaerobic reactor increased from 23,722 MJ (first configuration) to 949,206.4 MJ.

It was calculated a solar thermal system to cover 60% of the annual energy demand inside the anaerobic digester (second configuration) and the results were:

- Solar collector array: 280.5 m² (165 flat plate collectors, each collector has 1.7 m²)
- Surface required for the installation of the solar collector field: Approximately 618.8 m².
- Estimated costs: 112,200€

  These results were discussed and it was decided to stop the installation of the solar thermal system because of:
- There was not enough surface to install the solar collector field which is needed
- The cost overcame the foreseen budget

Due to the huge energy demand, a biomass-fired boiler substituted the solar system. Its nominal power is 100,000 Kcal/hour and it runs about 8 hours per day during the olive oil campaign.

Although it was not possible to use a solar thermal system, the philosophy of the project did not change; the boiler is feed with solid sediments produced during the process to obtain olive oil, so anywise the energy demand is covered with a renewable energy source.

3. RESULTS OF THE PROJECT

Respect to the use of solar thermal energy in the project, the results obtained show that in a small-scale prototype the use of solar thermal system is not convenient from the economic point of view. In the case of real olive oil mills, the use of solar thermal energy can reduce significantly the consumption of conventional energy to heat the anaerobic reactor, but it must be found a compromise between costs and performance to decide the percentage covered by solar energy. The solar collectors can be part of the roof or the structure of the digester in order to reduce the costs of the installation.

As a second treatment technology Epuvalisation which uses plants in hydroponics to purify the wastewater was tested. Channels were constructed

by four small metal elements each 5m long, placed in a row and having a slight slope in order to achieve natural flow of the effluent through gravity. Effluent of each channel ended up into a 500 L tank where a pump was placed to feed it back to the top of the channel. Galvanized metal nets (having open gaps 5x5 or 5x2.5 cm) were placed on the top of the channels in order to support the plants in a stand position.

The plants used for Epuvalisation system were chosen mainly for their ability to grow in hydroponics. Different kinds of plants were tested during the three years of the project (celery, canna, cyperus, reeds, ornamentals) to determine the most tolerant to wastewater. Canna and celery proved to have high tolerance in wastewater. Plants were grown in greenhouse and as soon as they had good roots they were transferred to the channels were they received water and fertilizer to get strong before applying diluted wastewater. Wastewater ratio ranged from 10 to 45% depending on the time of the year, the plants' growth stage and condition. Wastewater was circulating for several days until a satisfactory COD reduction achieved – that was approximately after 6-7 days. Output effluent was then used for olive tree irrigation.

During the three years of the experiment different treatments were applied in order to achieve better results. During the first year row OMW were applied at the system as well as anaerobic and aerobic treated. Plants did not survived row OMW application – even when diluted in 1:10 ratio. The system worked mainly in close circuit circulating the wastewater effluent. Wastewater coming from anaerobic treatment was mostly used – anaerobic treated wastewater were used only the first year of the project. COD reduced up to 98% after several days in the system while EC reduction depended on the retention days. In some treatments a slight increase of EC was noticed but it was eliminated when the retention time increased.

In open-close treatment there was constantly input effluent in the channels and at the end, at the collection tank, part of the effluent was circulated and part was overflowed. The overflowed part was used for olive irrigation. COD was reduced up to 98% when the wastewater concentration was low and up to 75% in high concentration. In this treatment wastewater from the anaerobic step was used. EC reduction is probably due to K absorption since no fertilizer was used in this treatment.

Another treatment was based in evapotranspiration and its goal was to have as much of the effluent as possible evapotranspirated since cannas had been grown up and developed big leaf canopy. After 23 days, 1390 L of wastewater and 4170 L of water were added in the system and 5210 of the total was evapotranspirated from one channel. More than 70L of wastewater were evapotranspirated per day.

The Tunisian partner was responsible for the separation and cultivation of naturally occurring micro-organisms which can be used for the treatment of OMW.

Groups of micro-organisms isolated from sludge acclimated in pilot scale bubble column for OMW pretreatment were tested to OMW biodegradation and decolorization in laboratory scale by the project partner ESIAT. Biodegradation tests of OMW by bacterial consortium, Azotobacter sp., yeast and Geotrichum candidum isolated from sludge showed that consortium and fungus alone are the most efficient to remove the higher COD and dark colouration.

The anaerobic digestion of OMW can be carried out especially with diluted OMW because of the presence of aromatic compounds and oil which are toxic for methanogenic bacteria.

Pre-treatment of OMW by fungi at laboratory scale removes phenolic compounds and thus decreases the toxicity for methanogenic bacteria and facilitates anaerobic digestion). However, the use of these filamentous fungi in continuous culture is very difficult in comparison to activated sludge because mycelium growth. The screening of fungus from continuous bioreactor fed with OMW for a long time should be an interesting way to find strain which can be used with more efficiency in continuous culture. Microbiological flora acclimated in continuous pilot scale bioreactor was analysed and culture of the more efficient Geotrichum candidum isolated from this continuous bioreactor was optimised, for aerobic pre-treatment of OMW and decolourisation.

Strains of bacteria and fungi tested for OMW biodegradation and decolourisation were isolated from sludge produced in aerated pilot scale bubble column. The most efficient fungus was identified to white-rot fungus Geotrichum candidum.

The fungus isolated from acclimated consortium (sludge) given the best result for COD reduction. In deed, the analysis of the polyphenolic compounds by gel filtration on sephadex G-50 present in the fresh OMW and pre-treated OMW in Erlenmeyer flasks, showed that Geotrichum candidum strain was able to hydrolyse the polyphenols responsible of black colour (see figure add).

Moreover, it was stable in pilot scale bubble column because it gives mycelium and arthroconodia simultaneously during growth in submerged culture (Fig.4). Microscopic observations of the Geotrichum candidum growth on OMW showed that arthroconidia germination started after the six hours of incubation. The fungal hyphae then extended with low ramification to give a filamentous suspension without any pellet formation with the fresh and oxidized OMW.

All micro-organism were first be tested at laboratory scale for the treatment of OMW before added to the experimental and pilot treatment

plant in Chania/Crete. Especially by the utilisation of Geotrichum candidum it was possible to substitute the aerobic reactor by the new developed bio-settler, which is less energy consuming and more efficient.

The objectives of the experimental work to examine the possibilities of the reuse of treated wastewater were:

- The study of the effects of direct application of raw or treated OMW application on soil properties, plant performance and the potential for ground water pollution.
- The reuse of treated OMW through an irrigation system in a commercial olive orchard at Skines area.
- The estimation of the cost for the reuse of OMW in agriculture.

A survey was carried out for the chemical analysis of OMW produced by different olive oil mills in the area of Chania, for studying the variability in OMW composition. In order to study the effects of raw and treated OMW application on soil properties and olive tree performance, experiments were carried out at the Institute of Olive Tree and Subtropical Plants at Chania. Raw OMW (after one day sedimentation) were applied directly to the soil of an olive orchard during the olive processing period (November to April) for three successive years (2000-2003) at an annual dose of 1500 lt/plant (416 m^3/ha). Treated OMW effluent from an aerobic-anaerobic system (ANAER) and epuvalisation system (EPUV) was used as an alternative of fresh water (CTRL) for summer irrigation of the olive orchard. Due to high EC of ANAER treated effluent, a dilution 1:1 with fresh water was necessary.
Soil analyses were performed throughout the experiment in order to monitor changes in soil pH, EC, COD, N_{Kjeld}, K_{exch}, P_{Olsen}, Na, Cl, phenols and organic matter. The response of olive trees to raw and treated OMW application was monitored by measuring plant nutritional status (leaf concentration of N, P, K, Ca, Mg and Na), Physiological parameters (photosynthesis, stomatal conductance, leaf fluorescence, sap flow), yield and fruit composition. In a lysimeter experiment, the possibility of groundwater pollution by the application of raw OMW was investigated. The experiment lasted for 18 months, including two OMW application periods and leachate collected from a soil depth of 2 m was analysed for pollution load (pH, EC, K, Na, COD and phenols).

The analysis of raw OMW coming from different olive oil mills, and those used during the three years of raw OMW application, indicated considerable variability for all the parameters measured. These differences in the pollution load of raw OMW creates problems either for the operation of OMW treatment plants, or in defining the appropriate doses for soil

application of OMW. Treated OMW was of more stable quality, but the high EC of the ANAER effluent necessitated its dilution with fresh water before irrigation.

The application of raw OMW for 3 years in doses up to 416 m^3/ha did not seem to affect significantly the nutritional status, the yield and the physiology of olive trees. Photosynthesis was slightly decreased for a short period, early in the season, but the overall effect was not negative since OMW treated plants had similar, or slightly higher photosynthetic rates compared to control trees during most of the active period of growth. The application of raw OMW mainly increased K, phenolic and, towards the end of the experiment, N content of the soil. The increased levels of K can be considered as a positive effect on soil fertility. Phenols were decomposed in the soil and the phenolic content before the onset of the new OMW application period was very low. No toxicity symptoms were observed in olive trees during the experiments. The analysis of the drainage effluent from an OMW treated soil, at a depth of 2 m, showed that COD and phenolic content were similar to that of the control (no OMW application). Although the above results are encouraging, a longer period is needed in order to confirm these findings and ensure that raw OMW application in olive orchards is an environmentally safe way to dispose wastewater produced by olive mills.

Treated effluent of OMW from both ANAER and EPUV treatment are generally suitable for irrigation of olives, although the ANAER effluent should be diluted with fresh water before being used for irrigation due to high EC values.

Taking into account that winter application of raw OMW does not require specialized personnel and has a low cost of application, it can be considered as the method that can most easily be adopted by OM owners. However, the method cannot be used before the implementation of some important changes in the current legislative framework for wastewater disposal.

Olive Oil Mills Wastewater (OMW) in Morocco is responsible for the degradation of the quality of water resources meant for drinking water production in many areas in Morocco. The reached pollution levels have negative impacts on the economy of our country and on the health of inhabitants in the short and medium term and dangerous on the long term if nothing is done for environment protection.

Moroccan olive growing industry is asked to be developed more and more. The plantation extension programs and the improvement of commercialization network launched by Agricultural department, since 1987, allowed increasing fourfold olive production (olive for oil 51% and salad oil 49%) up to 2020.

This development will, surely, go in parallel with an increase in margin production and, thus, the aggravation of the degradation state of water resources of our country.

To ensure a sustained development, the Moroccan growing olive industry will be obliged to invest in plants of treatment and of elimination of margins.

The commitment of olive oil industry in the treatment and OMW elimination processes requires funds. To get these funds is possible only with the increasing of productivity and competition of oil industry. This comes certainly through the improvement of production fittings management and the quality of produced oil.

ONEP had also proceeded with the characterization of some oil mills effluents and with the evaluation of their impact on water resources meant for drinking water production (Sebou river, Morocco). ONEP had undertook, during the second year, the characterization of the waste of some olive oil mills in the city of Fez and the assessment of their toxicity through the use of toxicity tests (Daphnia magna and Brachydanio rerio). The results of this characterization and toxicity tests shows that the OMW is more toxic to daphnia than Brachydanio rerio. The 24h- EC (I)50 for daphnia is situated between 0.37 and 0.44 % in each sampling. As far as the 24h – LC (I)50 for Brachydanio rerio varies between 4.89 and 5.5 %. The importance of the degree of toxicity present in the wastes of olive oil mills testifies the importance of the polluting substances contained in margins, and the volume of damages likely to be caused when they are discharged in aquatic ecosystems without any prior treatment.

The OMW toxicity tests relating to daphnia, fish and the wheat germination conducted on different OMW, show that:

The toxic unit for two natural evaporation basins exceed 100, this attest the very strong toxicity of OMW for daphnia. Theses values remains important for discontinuous systems since they are around 85, a value which means that OMW are toxic for daphnia. For the continuous system, the toxic unit is around 20.

The OMW issuing from olive milling discontinuous systems are less toxic for fish (TU $\approx$ 10) than those issuing from continuous system (TU $\approx$ 19). Toxicity of samples emanating from evaporation basins is more important (TU > 100). This high toxicity of olive oil mills wastes in relation to these two organisms shows the importance of the polluting loads contained in OMW, and the extensiveness of damage they may cause once discharged in aquatic ecosystems without prior treatment.

For germination tests, it is important to retain that the more OWM concentration increases the more the number of seeds decreases. Nearly all samples showed 100 % capacity to inhibit germination starting from the

concentration of 56 %. For some samples, total inhibition is reached since 35 %. The non effect concentration is situated between 0 and 2.5 %.
Because of many reasons, Moroccan olive growing industry is asked to be developed more and more. The plantation extension programs and the improvement of commercialization network launched by Agricultural department, since 1987, allowed increasing fourfold olive production (olive for oil 51% and salad oil 49%) up to 2020. This development will, surely, go in parallel with an increase in margin production and, thus, the aggravation of the degradation state of water resources of our country.

In the view of saving water quality of water resources and to ensure a durability of drinking and industrial water supply with acceptable costs, it is absolutely necessary getting rid of OMW before discharging them in water streams. To ensure a sustained development, the Moroccan growing olive industry will be obliged to invest in plants of treatment and of elimination of OMW.

4. CONCLUSION

The commitment of olive oil industry in the treatment and OMW elimination processes requires funds. To get these funds is possible only with the increasing of productivity and competition of oil industry. Technology transfer, like results of WAWAROMED project, may be also important in resolution of OMW elimination problem.

The project has shown that oil mills will continue to use pools optimising the necessary surface. Those oil mills which cannot have pools will use storage reservoirs for a later elimination through any of the approved methods. Centralised purification plants maybe will be installed in more industrialised regions in countries like Spain, Italy, France and Greece. But the majority of the small decentralised mills will need a decentralised simple treatment technology. Spreading could be used as a method of elimination provided that it does not cause pollution to the Hydraulic Public Property because of run-off or infiltrations to aquifers.

The government is interested in giving priority to the improvement of processes which imply less water consumption and therefore less olive wastewater production. Such is the case of some horizontal centrifuges which have appeared in market, though with the doubt of production of refuse of olives too wet.

From a strictly particular point of view it seems that the problem is in process of being solved. It exists the appropriate technology and the political will. As in most occasions in which it deals with polluting waste, it only lacks the sector initiative to the implementation of solutions that as in

this case they are already known and a serious study about which part from the production line should take on costs, farmers, producers or consumers.

REFERENCES

1. Dong Y.Kim, Burger J.A. Nitrogen transformations and soil processes in a wastewater- irrigated, mature Appalachian hardwood forest. Forest Ecology and management 90, 1997, p.1-11.
2. Fleussu B., Xanthoulis D. *Uniformité d'arrosage dans le cas d'une irrigation avec des eaux usées.* T.F.E. FUSAGx UER Hydraulique Agricole, 1994 ; 80 p.
3. *Gestion des nitrates dans la rotation épinard/haricot, premier résultats de l'étude*. Le Centre Maraîcher de Hesbaye a.s.b.l., Hesbaye Frost s.a., 1994, 18 p.
4. Geypens M., Honnay J.P. *Matières organiques dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales.* I.R.S.I.A. Comité de Recherche sur la Matière Organique du Sol, 1995, 104p.
5. Gillet A. *Piloter l'azote devient indispensable*. La France Agricole, 19 mars 1999, 4p.
6. Hauser G.F. *Enquêtes de fertilité des sols dans les champs des agriculteurs.* Bulletin pédologique de la FAO N°11, 1985

L'Epuvalisation : une technique hydroponique pour le traitement et la valorisation durable des eaux usées

M.Trad Raïs[1], D. Xanthoulis[2], F. Chenini[1] et Z. Chaabouni[1]
[1]*Institut National de Recherches en Génie Rural Eaux et Forêts, BP.10 2080 Ariana - Tunisie*
[2]*Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux - Belgique.*
Email: xanthoulis.d@fsagx.ac.be

Résumé - Un nouveau procédé de traitement et de valorisation des eaux usées nommé Epuvalisation est testé sous les conditions climatiques et environnementales du Nord-est de la Tunisie. Basé sur le principe des cultures hydroponiques, ce procédé peut être appliqué, en tant que traitement principal, aux effluents particulièrement contaminés comme il peut constituer un traitement d'appoint destiné à réduire la charge polluante des effluents secondaires.

D'après les résultats des suivis réalisés, les rendements épuratoires de cette technique, mesurés dans le cas de différentes espèces végétales cultivées en hydroponie dans les effluents de la station de traitement par boues activées (SE4) varient de 20 à 30 % pour la DCO et de 20 à 50 % pour les indicateurs fécaux. Le taux d'élimination moyen de NH4+ est de l'ordre de 35% ; celui de NO3- est de l'ordre de 18% alors que le phosphore total est éliminé à raison de 42 % en moyenne. Sur la base des résultats obtenus, ce procédé peut présenter un intérêt en tant que mode de valorisation des effluents traités par voie biologique avant leur rejet dans le milieu naturel.

Mots clés : Eaux usées / Traitement / Valorisation / Epuvalisation.

1. INTRODUCTION

Le coût élevé des traitements limite le développement de l'épuration des eaux usées en zones rurale et dans les petites communautés. L'Epuvalisation est une alternative simple et économique permettant à la fois le traitement et la valorisation des eaux usées. Il s'agit d'un nouveau procédé de traitement biologique basé sur le principe des cultures hydroponiques : Les plantes sont cultivées sur une surface rigide à laquelle est appliqué en permanence un film d'eaux usées. Les éléments nutritifs sont prélevés par les plantes dont les racines constituent un véritable filtre biologique qui arrête les matières en suspension et les micro-organismes. Ce procédé peut être appliqué en tant que traitement principal aux effluents particulièrement contaminés tels que les lisiers, les lixiviats et les margines, comme il peut

constituer un traitement d'appoint destiné à réduire la charge polluante (chimique et microbienne) des effluents secondaires. Les eaux traitées peuvent être réutilisées pour l'irrigation des cultures (Choukr-Allah, 1996) ou rejetées dans le milieu naturel. L'Epuvalisation a été testée avec succès dans différents pays (Xanthoulis, 1998 ; Mavrogianopoulos, 2002 ; Papadopoulos et Savvides, 2002).

L'objectif du travail entrepris sur la station expérimentale de l'INRGREF à Nabeul consiste d'une part, à évaluer les performances épuratoires de ce procédé sous les conditions climatiques et environnementales du Nord-est de la Tunisie et à déterminer d'autre part les espèces végétales les plus adaptées à ce système et les plus aptes à assurer la dépollution des eaux usées.

2. MATERIEL ET METHODES

Le dispositif expérimental a été installé sur la station de recherche de l'INRGREF à Nabeul. Il est constitué de 4 lignes de goulottes ayant chacune 30 m de long et 0,7 m de large. Un film d'eaux usées ayant une épaisseur d'environ 1 cm est constamment appliqué à ces goulottes où sont cultivés des végétaux. Le système est alimenté par des effluents secondaires en provenance de la station d'épuration de Nabeul (SE4). Après passage dans les goulottes, les eaux sont recueillies dans un bassin d'une capacité de 220 m^3 puis réutilisées pour l'irrigation des cultures.

Des échantillons d'eaux ont été prélevés deux fois par moi à l'entrée et à la sortie de chaque ligne de goulottes. Les analyses ont porté sur le pH, la conductivité électrique, la DCO, les teneurs en $NH4^+$, $NO3^-$ et en $PO4^{3-}$ ainsi que les germes fécaux. Des mesures de débit ont été réalisées avant chaque prélèvement. Afin d'éviter l'impact des pertes d'eau sur l'expression de la performance épuratoire du système, cette dernière a été évaluée sur la base des flux de polluants. Différentes espèces végétales ont été testées dans les goulottes. Les résultats présentées dans cet article concernent deux variétés de céleris (*Apium petroselinum* et *Apium graveolens*), une espèce ornementale (*Canna indica*) et un palmier (*Washingtonia filifera*).

3. RESULTATS ET DISCUSSION

Durant les 14 premiers mois de fonctionnement, le débit moyen mesuré à l'entrée d'une ligne de goulotte a été de 9,7 m^3/jour. En raison du prélèvement d'eau par les plantes ainsi que des pertes par évaporation et par fuites occasionnelles, les eaux recueillis à la sortie d'une goulotte ne représentent que 75 % du volume total mesuré à l'entrée. La capacité totale de traitement du système est de 38,8 m^3/jour.

Les résultats des suivis réalisés sur les eaux usées prélevés à l'entrée et à la sortie du système d'Epuvalisation montrent (tableau 1) que le pH et la conductivité électrique ne subissent pas de variations significatives ce qui concorde avec les résultats d'autres travaux réalisés sur ce procédé de traitement (Papadopoulos et Savvides, 2002).

Tableau 1 : valeurs moyennes du pH et de la conductivité électrique des eaux usées mesurées à l'entrée et à la sortie des goulottes d'Epuvalisation.

	pH		Conductivité électrique (mS/cm)	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie
Apium petroselinum	7,9	7,8	3,4	3,5
Apium graveolens	7,6	7,6	3,8	3,8
Canna indica	7,6	7,6	3,4	3,1
Washingtonia filifera	7,4	7,6	3,4	3,3

Le rendement en DCO varie de 20 à 30 % selon l'espèce végétale cultivée dans les goulottes (tableau 2). Ce rendement est relativement faible en comparaison avec les résultats obtenus en en Belgique (Henrard, 1997) ou encore ceux des travaux réalisés au Sénégal (Xanthoulis, 1998). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que nos résultats correspondent au démarrage des suivis ; ils ont été obtenus sur des plantes relativement jeunes. Par ailleurs, la valeur moyenne de la DCO dans les eaux traitées par Epuvalisation est supérieure à la valeur limite fixée par la norme tunisienne relative à l'utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles.

Tableau 2 : Taux d'élimination des éléments en fonction de l'espèce végétale cultivée (%) et concentrations dans les eaux traitées (mg/l)

	Apium petroselinum	*Apium graveolens*	*Canna indica*	*Washingtonia filifera*	Teneur des EUT (mg/l)
DCO	30,3	22	30,1	19,6	107
$NH4^{+}$	41	28,7	35,2	31,2	69
$NO3^{-}$	13,7	41,3	13,5	5,4	12
$PO4^{3-}$	49,2	30,4	44,5	41,4	36

Le rendement du système en NH_4^+ varie de 30 à 40%. Le taux d'élimination le plus faible correspond à la goulotte portant la culture d'*Apium graveolens* suivie par la goulotte de washingtonia avec des rendements respectifs de 28,7 et 31,2 %. Ces résultats s'expliquent par la structure des racines qui n'envahissent pas la totalité de la superficie de la goulotte dans le cas du céleri ; le rendement relativement faible du washingtonia serait dû au développement insuffisant des plantes dont la hauteur était d'environ 20 cm au démarrage des suivis. Le rendement le plus élevé en NH_4^+ est de 41 % et correspond à la culture d'*Apium petroselinum*. Vu le bon développement des plantes et surtout de leurs racines, ce rendement correspondrait à la capacité épuratoire limite du système pour cet élément.

Les rendements moyens en NO_3^- sont, dans la plupart des cas inférieurs à 15 %. Contrairement à tous les autres paramètres, le meilleur rendement correspond à la culture d'*Apium graveolens* qui exporterait mieux les nitrates que les autres plantes testées d'où sont développement vigoureux et sa taille importante à la fin du cycle.

Le taux d'élimination du phosphore total varie de 30 à 50%. Comme dans le cas de NH_4^+ le plus faible rendement correspond à la culture d'*Apium graveolens* alors que le rendement le plus élevé correspond à la deuxième variété de céleris (*Apium petroselinum).* D'une façon générale, les abattements physico-chimiques obtenus sont assez proches des valeurs moyennes calculées à partir des résultats obtenus sur 3 sites différents en Belgique (Xanthoulis, 1997).

Tableau 3: Rendements bactériologiques de l'Epuvalisation (%) et nombres moyens des indicateurs bactériens dans les eaux traitées (NPP/100 ml).

Germes	*Apium petroselinum*	*Apium graveolens*	*Canna indica*	*Washingtonia filifera*	Nombre dans les EUT
Coliformes fécaux	40	41	39	33	5019
Streptocoques fécaux	52	20	35	45	146 280

NPP : Nombre le plus probable.

Les rendements bactériologiques de l'Epuvalisation sont présentés dans le tableau 3. Ils varient de 33 à 41 % pour les coliformes fécaux et de 20 à 52 % pour les streptocoques fécaux. Les meilleurs rendements bactériologiques correspondent aux goulottes portant la culture d'*Apium petroselinum,* ce qui s'explique par le bon développement de ses racines qui envahissent toute la surface des goulottes. D'une façon générale, ces rendements sont relativement faibles en comparaison à ceux déterminés sur des goulottes installées sous abri (Henrard, 1997). Ce résultat suggère que les performances de l'Epuvalisation seraient plus faibles lorsque le système est installé en plein air. En effet l'agitation des plantes par le vent entraînerait un départ partiel, avec les eaux traitées, des dépôts accumulés au fond des goulottes. Par ailleurs, les végétaux cultivés dans les goulottes installées en plein air subissent l'action des facteurs climatiques qui peuvent influencer leur développement et par conséquent leur aptitude à prélever les éléments véhiculés par les eaux usées.

Après Epuvalisation, le nombre des coliformes fécaux dans les eaux traitées reste relativement élevé et ne permet pas une réutilisation non restrictive des eaux selon les recommandations de l'OMS (WHO, 1989). Cependant, les abattements réalisés par ce procédé permettent de réduire les flux de polluants déversés dans le milieu naturel.

4. CONCLUSION

Le système d'Epuvalisation installé sur la station expérimentale de l'INRGREF à Nabeul fonctionne en continu depuis plus de deux années sans problèmes majeurs. D'après les résultats disponibles, les conditions du site expérimental peuvent permettre un fonctionnement en plein air durant toute l'année. Les performances épuratoires du système sont très variables dans le temps et dépendent de l'espèce végétale cultivée et de son stade de

développement. Les rendements moyens estimés au cours de la première année de fonctionnement sont de l'ordre de 25 % pour la DCO ; ils varient de 15 à 40 % pour l'azote nitrique et ammoniacal et ils sont d'environ 40 % pour le phosphore total. Le taux d'élimination des indicateurs fécaux varie de 20 à 50 % selon le germe considéré et l'espèce végétale installée dans les goulottes. D'une façon générale les performances épuratoires sont faibles en comparaison aux données disponibles sur ce procédé. Les suivis ayant été réalisés sur des plantes relativement jeunes, il est attendu que les performances épuratoires du système s'améliorent lorsque les plantes atteignent un stade de développement plus avancé. Les essais se poursuivent afin de déterminer les espèces végétales les plus adaptées à ces conditions particulières de culture et à la qualité des eaux usées affectée par la salinité.
Sur la base des résultats actuellement disponibles, ce procédé peut présenter un intérêt en Tunisie en tant que mode de valorisation des effluents traités par voie biologique avant leur rejet dans le milieu naturel. Utilisées pour la production de plantes ornementales, l'Epuvalisation pourrait contribuer à l'embellissement de certains sites tout en améliorant la qualité des rejets.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Choukr-Allah R., 1996 – Impact de la réutilisation des eaux usées épurées par infiltration-percolation et par Epuvalisation sur la production des cultures sous abri-serres. Projet Avicenne CT94-0002, rapport scientifique, Institut agronomique et vétérinaire Hassen II, Agadir, Maroc, janvier 1996.
2. Henrard G., 1997 – L'Epuvalisation : une méthode de valorisation et d'épuration des eaux usées par les plantes. Séminaire sur le traitement et la réutilisation des eaux usées en agriculture organisé par l'Université des Sciences agronomiques de Gembloux du 20 au 21 décembre 1997.
3. Mavrogianopoulos, 2002 – Wastewater treatment and valorization by Epuvalisation. INCO-DC 98-0272: "Sustainability and optimisation of treatments and use of wastewater in agriculture", Final report, p. 48-56.
4. Papadopoulos et Savvides, 2002 – Epuvalisation. INCO-DC 98-0272: "Sustainability and optimisation of treatments and use of wastewater in agriculture", Final report, p. 57-64.
5. Xanthoulis, D., 1998 – Research and studies on improving and recycling waste water through the Epuvalisation process. Summary reports of European Commission supported STD-3 projects (1992-1995), p*ublished by CTA 1998*, p. 36-40.

Contamination bactérienne résiduelle des cultures irriguées par des effluents de qualité différente et selon différents systèmes d'irrigation

M. Trad Raïs[1] , F. Chénini[1] et D. Xanthoulis[2]
[1]Institut National de Recherches en Génie Rural Eaux et Forêts, BP.10 Ariana 2080 - Tunisie
[2]Unité d'Hydraulique agricole. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux. Passage des déportés, 2. B-5030 Gembloux - Belgique
Email : chenini.faycel@iresa.agrinet.tn

Résumé - Lorsque les eaux usées traitées sont utilisées pour l'irrigation des cultures, la qualité microbiologique de la récolte dépend principalement de la probabilité de contact entre ces eaux contaminées et les produits. Or la fréquence et l'importance de ce contact varient en fonction des systèmes d'irrigation employés. Des essais d'irrigation ont été entrepris au cours des trois dernières années sur la station de recherche de l'INRGREF à Nabeul. Leur objectif consistait à évaluer la qualité sanitaire de différents produits agricoles irrigués à partir des eaux usées traitées selon différentes techniques (goutte à goutte, micro-aspersion et irrigations à la raie). Les résultats obtenus sur les cultures de pomme de terre et de persil mettent en évidence l'intérêt du goutte à goutte, par rapport aux autres techniques d'irrigation, dans l'amélioration de la qualité bactériologique du produit récolté.

Mots clés : Eaux usées / réutilisation / qualité bactériologique / indicateurs fécaux / systèmes d'irrigation.

1. INTRODUCTION

Dans les pays affectés par la rareté des ressources hydriques, l'optimisation de la gestion de l'eau en agriculture constitue généralement une priorité. Les approches les plus communément adoptées consistent dans l'application des techniques permettant d'économiser les eaux d'irrigation et la mobilisation de ressources non conventionnelles telles que les eaux usées traitées. Une nouvelle tendance a récemment émergé dans les pays les plus touchés par le déficit hydrique ; elle consiste à combiner l'utilisation agricole des eaux marginales avec l'emploie des techniques d'irrigation localisée. D'après des travaux récents (Campos et al., 2000 a ; b ; Hanson et May, 2000 ; Oron et al., 2000 ; Trad Raïs et Xanthoulis, 2002), cette combinaison

présente de nombreux avantages ; elle permettrait de réduire le niveau de contamination microbienne des sols et des cultures d'où une meilleure maîtrise des risques sanitaires et environnementaux liés à l'irrigation par les eaux usées.

Le présent travail consiste à évaluer l'état de contamination microbienne de deux produits agricoles (pomme de terre et persil) irrigués par les eaux usées selon différentes techniques localisées ou non. L'objectif étant de préciser l'influence de la technique d'irrigation sur la qualité bactériologique du produit récolté en cas d'irrigation à partir des eaux marginales.

2. MATERIEL ET METHODES

Les essais ont été réalisés dans la station expérimentale de l'INRGREF à Nabeul (Nord est de la Tunisie). Les sols de cette station sont classés comme terres sableuses à sablo-argileuses avec une teneur en argile et en limon inférieure à 30%.

L'essai sur pommes de terre a été conduit en 2001 sur une parcelle ayant une superficie de 1 ha et divisée en deux blocs équipés par les mêmes systèmes d'irrigation. Le premier bloc a été irrigué par des effluents secondaires provenant d'une station d'épuration par boues activées (SE4) ; Le second bloc qui servait de témoin a été irrigué par les eaux de la nappe phréatique. Les systèmes d'irrigation étudiés sont au nombre de trois :

- goutteurs intégrés espacés de 40 cm,
- micro-asperseurs espacés de 3 m,
- Raies alimentées tous les 10 mètres par une vanne régulatrice de débit.

L'essai sur persil a été réalisé durant la campagne d'hiver 2002-2003. Le protocole expérimental a fait intervenir trois techniques d'irrigation (micro-aspersion, goutte à goutte superficiel et entérré)

Les deux blocs ont été irrigués par des eaux usées de qualité différentes :

- Les effluents secondaires de la station SE4 et
- Les effluents secondaires ayant subit un traitement complémentaire par Epuvalisation.

Une parcelle extérieure à ces deux blocs a été irriguée par submersion à partir des eaux de puits.

Dans le cas des deux cultures et à chaque irrigation, des échantillons d'eau ont été prélevés. Les échantillons de produits ont été prélevés en fin de

culture. L'analyse bactériologique a consisté en un dénombrement des coliformes totaux (CT), des Escherichia coli (EC) et des streptocoques fécaux (SF) par la technique du nombre le plus probable (NF T 90-413 et NF T 90-411).

3. RESULTATS OBTENUS

3.1. Essai d'irrigation sur culture de pomme de terre

Les principales caractéristiques des eaux utilisées pour l'irrigation des parcelles de pomme de terre sont indiquées dans le tableau 1. Ces eaux ont un pH proche de la neutralité. Les valeurs de la conductivité électrique sont de même ordre de grandeur un indiquent un niveau moyen de salinité. Selon les recommandations de l'OMS (WHO, 1999), les eaux usées traitées ne possédaient pas la qualité bactériologique requise pour une réutilisation agricole non restrictive.

Tableau 1 : Principales caractéristiques des eaux d'irrigation

Origine des eaux	NPP/100 ml			pH	CE mS/cm
	Coliformes*	*E. coli**	SF*		
Eaux de puits	109	81	56	7,6	3,2
Eaux usées traitées	9113	4140	7803	7,6	3,5

CT: Coliformes totaux; EC: *Escherichia coli*; SF : Streptocoques fécaux ; CE : Conductivité électrique (mS/cm) ; * Moyennes géométriques.

Les résultats des dénombrements réalisés sur les pommes de terres produites sur les parcelles expérimentales sont présentés dans le tableau 2. Lorsqu'on considère l'état de contamination moyen des tubercules, indépendamment du système d'irrigation employé, on constate que les tubercules provenant des parcelles irriguées par les eaux usées traitées (EUT) sont plus contaminés par les indicateurs bactériens que les tubercules produits sur des parcelles témoins irriguées par les eaux de la nappe phréatique. La différence étant statistiquement significative pour les coliformes et les streptocoques fécaux.

Tableau 2 : Nombre des indicateurs bactériens sur les pommes de terre (NPP/gr de tubercule)

Système d'irrigation	Irrigation par les effluents secondaires				Irrigation par les eaux de puits			
	N	CT	EC	SF	N	CT	EC	SF
GI	10	293	44	2324	10	31	21	129
MA	10	202	16	102	10	4	2	16
RA	10	3028	185	984	10	8	6	53
Moyenne	30	1175	82	1137	30	14	10	66

N: Nombre d'échantillons analysés ; CT : coliformes totaux ; EC : *Escherichia coli* ; SF : Streptocoques fécaux ; GI : Goutteurs intégrés ; MA : Micro-aspersion ; RA : Raies améliorées.

Lorsque chaque mode d'irrigation est considéré séparément, les tubercules produits sur parcelles irriguées par les effluents secondaires sont significativement plus contaminés par CT et EC dans le cas de l'irrigation à la raie. Sous micro-aspersion, une augmentation significative des CT est observée sur les tubercules des parcelles irrigués aux EUT. En cas d'irrigation par goutteurs intégrés, les différents germes recherchés présentent sensiblement un même nombre sur les tubercules des parcelles irriguées aux eaux usées que sur les tubercules des parcelles témoins.

En comparant les résultats obtenus avec les différents systèmes d'irrigation fonctionnant tous avec les EUT, on constate que les tubercules produits sur les parcelles irriguées à la raie sont légèrement plus contaminés par CT et EC que les tubercules provenant des parcelles irrigués selon les deux autres modes étudiés. Par ailleurs et en cas d'irrigation par les EUT, la plus faible contamination bactérienne des tubercules correspond à l'irrigation par micro-aspersion cependant, les résultats obtenus sur les plans techniques et agronomiques sont faibles du fait de l'extrême sensibilité de ce système au colmatage (Chénini et al., 2002).

3.2. Résultats relatifs a la culture de persil

L'essai d'irrigation conduit sur une culture de persil a fait intervenir des eaux ayant trois origines différentes : - la nappe phréatique (EN), les effluents secondaires de la station d'épuration SE4 (ES) et des effluents secondaires ayant subit un traitement complémentaire par Epuvalisation (ES-Ep).

Tableau 3 : Conductivité électrique et pH des eaux d'irrigation

Origine	pH	CE (mS/cm)
Eaux de nappe	7,3	3,5
Effluents secondaires	7,7	3,8
Effluents secondaires + Epuvalisation	7,4	3,7

Les principales caractéristiques des trois types d'eau utilisées pour l'irrigation des parcelles expérimentales sont indiquées dans le tableau 3 et la figure 1.

Le pH des eaux de nappe est proche de la neutralité, celui des eaux usées traitées par Epuvalisation est de même ordre de grandeur alors que celui des effluents secondaires est légèrement supérieur. La conductivité électrique des différents types d'eaux utilisées en irrigation est supérieure à 3 mS/cm mais, reste dans les limites autorisées par la norme Tunisienne précisant les spécifications physico-chimiques et biologiques des eaux usées traitées susceptibles d'être utilisées à des fins agricoles (NT 106.03). Quant à la qualité bactérienne, on constate que les effluents secondaires (E-S) aussi bien que les eaux traitées par Epuvalisation (E-Ep) sont plus contaminées que les eaux témoins provenant de la nappe phréatique (E-N) mais, l'augmentation du nombre d'indicateurs fécaux dans les E-S par rapport aux E-N est significative pour les trois germes dénombrés alors que celle des E-Ep est significative pour les *E. coli* et les streptocoques fécaux. Les effluents secondaires ayant subi un traitement complémentaire par Epuvalisation sont moins contaminés que les effluents qui n'ont en pas subi

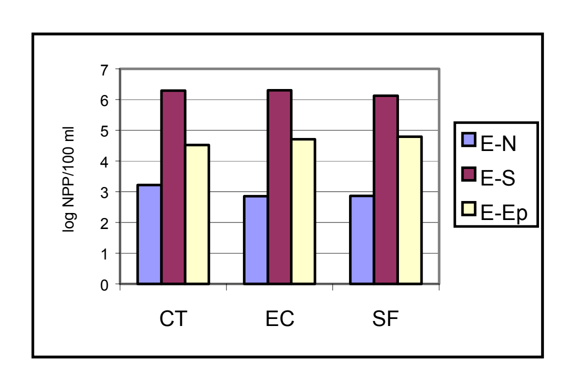


Fig.1 : Nombre de bactéries dans les eaux d'irrigation

mais, les résultats des dénombrements réalisés sur ces deux type d'eaux ne sont statistiquement pas différents. Par ailleurs, les eaux usées traitées par Epuvalisation n'ont pas la qualité bactériologique recommandée par l'O.M.S pour une réutilisation agricole non restrictive.

Qualité bactériologique du persil récolté :

Les résultas des dénombrements réalisés sur des échantillons de persil prélevés sur des parcelles irriguées par les différents types d'eaux sont indiqués dans le tableau 4.

Tableau 4 : Contamination bactérienne du persil en fonction de l'origine des eaux d'irrigation.

Eaux d'irrigation	N	Nombre le plus probable/gr.		
		Coliformes	E. coli	SF
Eaux de nappe	15	7,6	2,6	117
Effluent secondaire	24	632	563	1027
Eau – Epuvalisation*	24	122	75	807

N : Nombre d'échantillons ; SF : Streptocoques fécaux ; * Effluents secondaires traités par Epuvalisation.

Le plus faible nombre d'indicateurs bactériens correspond au persil irrigué à partir des eaux des eaux de la nappe phréatique. Le persil irrigué par les effluents secondaires est significativement plus contaminé par les coliformes et par *E.coli* que celui des parcelles témoins irrigué par les eaux de puits. Le persil irrigué par les effluents secondaires traités par Epuvalisation est plus contaminé que le persil témoins mais, l'augmentation du nombre d'indicateur fécaux n'est statistiquement significative pour aucun des germes dénombrés. Il en résulte que l'amélioration de la qualité bactériologiques des effluents utilisés en irrigation permet de récolter des produits d'une meilleure qualité sanitaire. Ces résultats rappellent ceux de travaux précédents (Trad Raïs , 2000) qui ont démontré que l'amélioration de la qualité bactériologique des effluents secondaires par stockage en bassin permet d'obtenir des produits présentant la qualité sanitaire des produits témoins cultivés sur sol irrigué par des eaux conventionnelles.

Tableau 5 : Nombre d'indicateurs bactériens sur les persil en fonction du type d'eau et de la technique d'irrigation.

Eaux d'irrigation	Technique d'irrigation	N	CT	E. coli	SF
Eaux de nappe	Surface	15	7,6	2,6	$1,2 .10^{2}$
Effluent secondaire	Micro-aspersion	9	$4,3 .10^{2}$	$2,7 .10^{2}$	$3 .10^{3}$
	Goutteurs non enterrés	8	$1,4 .10^{3}$	$1,4 .10^{3}$	$1,4 .10^{3}$
	Goutteurs enterrés	8	$7,8 .10^{1}$	$4,2 .10^{1}$	$3,1 .10^{1}$
Effluent secondaire traité par Epuvalisation	Micro-aspersion	8	$1 .10^{2}$	$1,5 .10^{1}$	$2,3 .10^{2}$
	Goutteurs non enterrés	8	$1,7 .10^{2}$	$1,4 .10^{2}$	$7,8 .10^{2}$
	Goutteurs enterrés	8	$9,3 .10^{1}$	$7 .10^{1}$	35

N : Nombre d'échantillons ; CT: Coliformes totaux ; SF : Streptocoques fécaux.

Lorsqu'on compare les persils irrigués par différentes techniques à partir d'une même eau, on constate :

- En cas d'irrigation par des effluents secondaires traités par Epuvalisation, les plantes présentent le même niveau de contamination quelque soit le système d'irrigation employé ; comparé au témoins ayant reçu des irrigations de surface avec des eaux de puits, l'augmentation du nombre de germes n'est significative pour aucun indicateur et dans le cas d'aucun système d'irrigation.
- En cas d'irrigation par des eaux usées traitées jusqu'au niveau secondaire, la plus faible contamination est enregistrée sur le persil irrigué par le système goutte à goutte enterré (la différence étant significative par rapport à la micro-aspersion pour le nombre des streptocoques fécaux). Le nombre des indicateurs sur les plantes de persil est de même ordre de grandeur dans le cas d'irrigation par goutteurs non enterrés et par micro-aspersion. Comparés aux témoins, les persils irrigués par les effluents secondaires présentent à leur surface un nombre de coliformes et d'*E.coli* significativement plus élevé en cas d'irrigation par micro-aspersion ou par goutteurs non enterrés. Avec les goutteurs enterrés, le nombre des indicateurs bactériens trouvés sur le persil est statistiquement non différent de celui trouvé sur les persils témoins ayant reçu des irrigations de surface à partir des eaux de la nappe phréatique.

4. CONCLUSION

Dans le cas des deux cultures étudiées, l'irrigation par les eaux usées traitées au niveau secondaire entraîne une contamination bactérienne significative du produit récolté. L'amélioration de la qualité bactériologiques par l'application d'un traitement complémentaire aux effluents destinés à l'irrigation permet de récolter des produits d'une meilleure qualité sanitaire.

L'utilisation d'un système de goutte à goutte pour l'irrigation de la pomme de terre a permis d'obtenir avec les effluents secondaires des tubercules présentant sensiblement la même qualité bactériologique que les tubercules produits sur la parcelle témoin irriguée par les eaux de puits selon le même système. Sur la culture de persil, l'utilisation d'un système de goutteurs enterrés a permis d'améliorer la qualité du produit par rapport à celle obtenu avec un système de goutte à goutte non enterré.

Dans le cas des deux cultures, l'application de la micro-aspersion s'est accompagnée d'un mauvais développement des plantes suite au manque d'uniformité de la répartition des eaux d'irrigation et à l'impact négatif du contact entre le végétal et l'eau relativement chargé en sels. La micro-aspersion n'est donc pas recommandée malgré les résultats intéressants sur le plan bactériologique dans le cas de la pomme de terre.

Sur la base des résultats de cette étude et de ceux disponibles sur la performance des systèmes d'irrigation localisée, le goutte à goutte enterré semble constituer le système de choix qui permet d'optimiser la gestion des eaux d'irrigation tout en limitant les effets négatifs dus à la qualité des eaux usées chargées en sels et en micro-organismes.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Campos C., Oron G., Salgot M. and Gillerman L. (2000-a). Behaviour of the fecal pollution indicators in a soil irrigated with treated wastewater under onsurface and subsurface drip irrigation. *Wat . Sci. Tech., 42(1-2), 75-79.*
2. Campos C., Oron G., Salgot M., Gillerman L. and Casals G.(2000-b). Attenuation of micro-organisms in the soil during drip irrigation with waste stabilization pond effluent. *Wat . Sci. Tech., 42(10-11), 387-392.*
3. Chénini, F., Trad Raïs M., Réjeb S. et Chaâbouni Z.(2002). Optimisation et durabilité du traitement et de l'Utilisation des eaux usées en agriculture. Rapport scientifique final du projet INCO-DC (CT 98-0272), INRGREF, novembre 2002.
4. Hanson B.R. and May D.M. (2000). Performance of subsurface Drip irrigation of processing tomatoes under saline, shallow groundwater.

Proc. 3rd IS on Irrigation Hort. Crops, Eds. Ferreira & Jones, Acta Hort.537, ISHS 2000.

5. Oron G., Armon R., Mandelbaum R., Manor Y., Campos C., Gillerman L., Salgot M., Gerba C., Klein I. and Enriquez C. (2000). Secondary wastewater disposal for crop irrigation with minimal risks. 1st World Water Congress of the International Water Association, Paris, 3-7 July 2000, Conference Preprint book 8, 315-322.
6. Trad-Raïs M. (2000) – Stockage des eaux usées en vue d'une réutilisation agricole sans risques sanitaires. *Rapport, INRGREF, février 2000, 59p.*
7. Trad-Raïs M. and Xanthoulis D. (2002) – Bacterial contamination of a soil-plant system under three irrigation techniques functioning with reclaimed wastewater. *IWA Regional Symposium on Water recycling in Mediterranean Region. Iraklio, Greece, 26-29 Septembre 2002. Preprint Book 2, 165-169.*
8. WHO, (1989). Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical report series 778. World Health organization, Geneva 1989.

Traitement anaérobie des boues et valorisation du biogaz

M.Wauthelet[1] et D. Xanthoulis[1]
[1]*Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, asbl Epuvaleau,*
2, avenue de la Faculté, B-5030 Gembloux, Belgique
Email: xanthoulis.d@fsagx.ac.be

Résumé - Dans de nombreuses stations d'épuration, les bassins de décantation produisent d'abondantes quantités de biogaz (méthane, gaz carbonique et sulfure d'hydrogène) qui s'échappent dans l'atmosphère, contribuant ainsi aux émissions de gaz à effet de serre. S'il n'est pas utilisé, le biogaz est malodorant et polluant. Mais il est très riche en énergie et peut être exploité pour produire différentes formes d'énergie (électricité, chaleur, pompage,…) tout en éliminant les odeurs et la pollution de l'air. Le traitement anaérobie des boues peut s'effectuer soit dans de simples bassins ou lagunes de décantation, soit dans des digesteurs spécialement conçus. Les bassins et lagunes seront aménagés en 'digesteurs' avec collecte du biogaz dans des gazomètres (bâches). Les boues digérées seront curées annuellement. Dans la plupart des pays industrialisés, les boues sont extraites des décanteurs et traitées dans des digesteurs séparés. Plus de 1000 installations de ce type sont fonctionnelles dans le monde. Le traitement anaérobie des boues s'avère être une technique efficiente pour réduire les charges en polluants et les concentrations en germes pathogènes. Et contrairement au traitement aérobie, il permet à la fois de digérer et de stabiliser rapidement les boues tout en réduisant leur volume et de fournir d'importantes quantités d'énergie.

Mots clés : Boues / épuration / décantation / biogaz / digesteur

Abstract - In numerous wastewater treatment plants, decantation basins produce great quantities of biogas (methane, carbon dioxide and hydrogen sulphide) that escape in the atmosphere and contribute to the emission of greenhouse effect gases. If it is not used, the biogas is malodorous and pollutant. But it is very rich in energy and it can be exploited to produce different energies (electricity, heat, pumping,…) while eliminating odours and the air pollution. The anaerobic treatment of sludge can take place very well in simple decantation basins or lagoons, either in the especially conceived digesters. Basins and lagoons will be converted into 'digesters' with collection of the biogas in gasometers (plastic covers). The digested sludge will be annually extracted. In most the industrialized countries,

sludge are extracted of decantation basins and are treated in separated digester. More of 1000 facilities of this type are functional in the world. The anaerobic treatment of sludge proves to be an efficient technique to reduce loads in pollutants and pathogens concentrations. And contrary to the aerobic treatment, it permits to digest at a time and to stabilizes quickly the sludge while reducing their volume and to provide important quantities of energy.

Keywords : Sludge / Purification / Decantation / Biogas / Digester

1. INTRODUCTION

La biométhanisation est le procédé biologique qui permet de produire du méthane à partir de déchets organiques (et quelques fois minéraux). Au cours de sa production, le méthane est la plupart du temps mélangé à du gaz carbonique et d'autres gaz en petites quantités, ce mélange est appelé le Biogaz. Le méthane est riche en énergie : 35 MJ/m³ (10 kWh/m³). Le pourcentage de méthane peut varier de 40 à plus de 80%, le reste étant principalement du CO_2 (20 à 60%), de l'H_2S (env. 1%) et de la vapeur d'eau.
Le biogaz produit par les boues est particulièrement riche en méthane et le pourcentage volumique atteint généralement 75 à 80%.
Le PCI du biogaz est directement proportionnel à la teneur en méthane : 4,5 kWh/m³ pour le biogaz de décharges, 6 kWh/m³ pour le biogaz des déchets bovins, 8 kWh pour le biogaz des boues des stations d'épuration,… La production de méthane correspond toujours à 350 litres par kg de DCO dégradée.
Le procédé biologique se déroule dans des réacteurs (digesteurs), dans des bassins ou lagunes en l'absence d'air : le processus est la digestion anaérobie. Les matières organiques fermentent grâce à des ensembles de bactéries en trois étapes : hydrolyse, acidogenèse et méthanogenèse. Aussi, ce processus se déroule naturellement dans des milieux anaérobies : - dans les marécages, dans les panses des bovins,…, - dans les décharges d'ordures, - dans les lagunes d'eaux usées suffisamment profondes (> 3m).
La biométhanisation est employée à grande échelle dans les stations d'eaux usées des pays industriels.
Le méthane a un 'effet de serre' 21 fois plus important que le gaz carbonique. Sa combustion contribuera à réduire l'effet de serre et les odeurs (oxydation de l' H_2S malodorant). Ainsi, le biogaz collecté est brûlé en torchères ou valorisé (production d'électricité et de chaleur). Le CO_2 rejoint le cycle naturel du carbone et le biogaz ne contribue pas ainsi à l'effet de serre.

La digestion anaérobie se déroule à différentes températures (de env. 10 à 55°C) avec toutefois deux optimums : la fermentation mésophile à 35°C et la fermentation thermophile à 55°C. On parle de fermentation psychrophile pour les températures inférieures à env. 20°C. Tous les substrats ne sont pas méthanisables, le pH doit se maintenir (naturellement ou par l'ajout de 'neutralisants') entre 6,5 et 7,5 dans le digesteur. Dans les bassins ou lagunes d'eaux usées, le pH se stabilise généralement et naturellement aux environs de 7. Dans les procédés traditionnels (digesteur complètement mélangés), les substrats doivent séjourner assez longtemps dans le digesteur pour que les bactéries puissent se multiplier et digérer la matière organique : à 55°C, il ne faut que quelques jours (< 20) pour assurer une fermentation suffisante, à 35°C, un temps de séjour de 30 jours est suffisant, en dessous de 30°C, les temps de séjour peuvent atteindre 60 à 100 jours. Le temps de séjour sera fonction du substrat et de la température, mais aussi du procédé mis en œuvre. Les eaux usées peuvent être fermentées dans des digesteurs spéciaux, tels que le filtre anaérobie, les lits fluidisés et l'UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Ces méthaniseurs ont pour principe de piéger les bactéries qui se fixent sur les particules ou les supports (plastique, PE, polyuréthane,…'soufflé' ou en anneaux, ..à grande surface spécifique) ajoutés dans le digesteur. Le contact bactéries-matière à fermenter est optimisé par la répartition des liquides et des supports. La vitesse de fermentation est beaucoup plus élevée et le temps de séjour peut être réduit à quelques heures au lieu de plusieurs semaines. Les productions atteignent de 4 à 10 m³ de biogaz par m³ de digesteur au lieu de 1 m³/m³ dans les digesteurs classiques. Les volumes des digesteurs sont réduits.

Dans les bassins ou lagunes, les boues décantées séjournent en général plusieurs mois durant lesquels la fraction organique sera fortement dégradée. Dans certains cas et pour des substrats particuliers (eaux usées industrielles,…), le processus peut être séparé en deux étapes dans deux cuves différentes : l'une pour l'acidification et l'autre pour la méthanisation. La biométhanisation est très bien adaptée à la valorisation de mélanges de déchets, une véritable symbiose s'établit et les rendements obtenus dépassent la somme des rendements calculés pour chaque substrat. Des substrats difficilement méthanisables (certains déchets végétaux et agro-industriels, parfois même des déchets toxiques (huiles minérales,…)) donneront des rendements inespérés quand ils seront mélangés à des déchets fermentescibles. Par exemple, les déchets de bovins collectés dans plusieurs fermes, des déchets organiques industriels (boues de stations d'épuration, ordures ménagères) sont fermentés dans des digesteurs 'collectifs' et les effluents (déchets fermentés) sont récupérés partiellement par les fermiers, le reste est vendu comme engrais. Le biogaz est valorisé pour la production de chaleur, d'électricité et dans le gaz de réseau. Les exemples les plus connus

sont ceux du Danemark où ces digesteurs 'collectifs' ont été implantés grâce à l'appui de l'Etat.

2. VALORISATION

Les boues fermentées, lorsqu'elles ne présentent pas de risques (présence excessive de métaux lourds, de germes pathogènes,…) peuvent être utilement valorisées en agriculture car elles n'ont rien perdu de leur valeur agronomique. Seules les teneurs en carbone et en soufre ont diminué, mais tous les autres éléments sont intégralement conservés dans les boues. Pour réduire les germes pathogènes, les boues seront séchées et compostées avant leur utilisation. Dans les pays industrialisés, les boues contiennent souvent des taux élevés en dioxine et en métaux lourds. Après le traitement anaérobie, elles sont compressées pour réduire leur volume et sont ensuite soit valorisées en agriculture, soit déposées dans les décharges.
Le biogaz est utilisé en tant que combustible ou carburant, il peut produire de la chaleur ou de l'électricité ou les deux à la fois (co-génération). Il peut aussi être injecté dans les réseaux locaux de gaz. Son utilisation va surtout dépendre des conditions locales, techniques et socio-économiques et des besoins. Elle peut être très locale s'il y a un besoin d'énergie sur place (chauffage du digesteur, de locaux, électrification du site) ou à proximité (usines, réseau, habitations,…). Si le site de production est isolé, le biogaz servira à la production d'électricité qui sera revendue.

Selon le mode de valorisation, le biogaz devra être épuré ; dans tous les cas, il est préférable d'enlever l'eau (condensation dans les conduites et purges, déshydrateur, dévésiculateur et séparateur diphasique, tamis moléculaires,…). Pour les moteurs, le biogaz sera en plus épuré de son H_2S corrosif (par de l'oxyde de fer (fer rouillé), du charbon actif ou lavage à l'eau sous pression) et quelque fois de son CO_2 (lavage à l'eau sous pression, tamis moléculaire,…). Pour le réseau de gaz naturel, l'eau, l'H_2S, les organo-halogénés (par charbon actif), le CO_2, les métaux (charbon actif) et l'oxygène (par traitement thermique catalytique) doivent être enlevés.
Dans les cas les plus simples, le biogaz est utilisé directement dans des appareils résistants à l' H_2S (brûleurs, moteurs robustes, …). Les appareils utilisant le biogaz sont :

- les brûleurs, cuisinières, chauffe-eau, réfrigérateurs, fours et chaudières,
- les moteurs diesels ou à essence fixes ou de véhicules, les groupes électrogènes, les moteurs spécialement conçus pour le biogaz, des moteurs à co-génération (produisant de l'énergie électrique et calorifique),
- chaudière à vapeur pour la production d'électricité par des turbines.

L'ADEME et Solagro (France) font la promotion de l'utilisation du méthane en tant que carburant. Le biogaz après épuration aux normes du gaz naturel est utilisable comme carburant automobile. Il est comprimé à haute pression, mais il occupe, à quantité d'énergie égale, cinq fois plus de volume qu'un carburant liquide. Les installations de production collectives de biogaz peuvent traiter des cultures énergétiques (luzerne, céréales, sorgho), des déjections animales et des boues de stations d'épuration, des déchets ménagers, des résidus de cultures, des sous-produits agro-alimentaires. Le coût prévisionnel de production du méthane carburant (en y incluant tous les coûts et les frais) est estimé à 0,4 Euros/m³. Une marge brute de plus de 300 Euros/ha pourrait être dégagée par les agriculteurs. Le coût de la méthanisation ne dépasse pas 0,15 Euro par litre-équivalent essence pour un coût total de 0,6 Euros (y compris transport, compensation des gels des terres, l'achat des substrats, le traitement et la distribution du gaz, la TVA, Tipp (Taxe inférieure sur les produits pétroliers) et la conversion des véhicules. Le prix de vente du méthane pourrait valoir 0,6 Euros par litre équivalent essence. Le bilan énergétique est favorable : la production est égale à 4,6 fois la quantité d'énergie dépensée pour produire le substrat, le transporter, le traiter, distribuer le gaz,.. ; Une unité type de 20000 tonnes de substrats par an, déduction faite de l'auto-consommation de l'usine, est de l'ordre de 1 million de litres équivalent essence par an. Cette production équivaut à 11,5 fois la quantité d'énergie fossile dépensée. Si les véhicules transportant le substrat sont adaptés au méthane biologique, le ratio est porté à 20.

La pollution (de l'air, du sol et de l'eau) est très fortement réduite et les impacts sur l'effet de serre sont importants. Selon le guide Biogaz de l'ADEME-Gaz de France, le biogaz réprésente un gisement dans le monde comparable à la consommation annuelle de gaz fossile, soit 1800 Mtep/an. « Mais cette énergie est trop dispersée pour être facilement récupérable, les déchets agricoles illustrent cette difficulté. C'est pourquoi on évalue le potentiel valorisable dans une fourchette de 100 à 300 Mtep/an. »…. Le biogaz, en tant que carburant, commence à faire ses preuves au niveaux économiques et écologiques, il est principalement utilisé pour des véhicules tels que les transports en commun et des camions de collecte des ordures ménagères. « Les calculs économiques montrent des temps de retour très intéressants (2 à 3 ans) dès lors que l'on exploite des capacités de production de biogaz carburant pouvant alimenter plusieurs dizaines de bus. »

3. APPLICATIONS ET CONCLUSION

Au début des années 90, on comptait plus de 1000 digesteurs alimentés par des boues de stations d'épuration. Le potentiel de la production en biogaz est estimé à 50 Mtep/an.

Dans les pays occidentaux, les boues décantées sont fermentées dans des digesteurs ; il en existe plus de 150 en France (Paris, Lille,…).
Des digesteurs de grandes tailles et ovoïdes en béton sont utilisés pour traiter les boues de décantation de stations d'épuration en Allemagne et en Autriche.
La production de gaz est d'environ 22 litres de biogaz par habitant et par jour, soit près de 15 litres équivalent essence par jour pour 1000 habitants. Les digesteurs produisent de 0,3 à 1 m^3 de méthane par m^3 de digesteur et par jour, soit 120 à 350 W/m^3.
En France, en 1994, 1/3 des stations d'épuration de plus de 30000 éq-habitants utilisent la biométhanisation pour traiter les boues, soit au total un parc qui représente 20 millions d'éq-habitants ou...100000 TEP par jour. La station d'épuration d'Achères (Paris) traite 2,1 million m^3 d'eaux usées par jour et produit 150000 m^3 de biogaz par jour, soit 211 millions kWh/an. L'énergie est utilisée pour alimenter l'intégralité des machines de la station.
En se basant sur les quantités d'eaux usées produites uniquement par les villes marocaines et en considérant que seulement 10 % de ces eaux fermentent (en conditions anaérobies), la production de méthane s'élève à 4314 tonnes CH_4/an (calculé sur base de 'IPCC, Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories').
Dans le cadre de la coopération maroco-allemande (GTZ-CDER / Programme Spécial Energie, 1988-98), le Centre de Développement des Energies Renouvelables (CDER, Marrakech) a œuvré dans le Projet de valorisation du biogaz produit par la station pilote des eaux usées de Ben Sergao (située près d'Agadir, 10000 habitants). Ce Projet de démonstration a montré la faisabilité de la récupération et de l'utilisation du biogaz, source d'énergie renouvelable. Les odeurs sont considérablement réduites et un groupe électrogène a été adapté au biogaz pour alimenter la station en électricité. Les résultats de cette expérience ont été amplement détaillés dans des rapports et brochures du CDER. L'expérience a démontré la faisabilité technique et la rentabilité de ce type de Projet qui mérite d'être généralisé à d'autres stations de moyennes et grandes tailles.

Evaluation de l'exploitation des périmètres irrigués à partir des eaux usées traitées

R. Al Atiri [1], N. Gharbi[1] et S. Dkhil[1]
[1]*Direction Générale du Génie Rural et de l'Exploitation des Eaux*
Ministère de l'Agriculture de l'Environnement et des Ressources Hydrauliques
Email : rlatiri@yahoo.fr

Résumé – La rareté de l'eau et l'augmentation des besoins justifient la recherche d'une ressource alternative aux ressources en eaux conventionnelles. C'est ainsi que les eaux usées traitées sont de plus en plus utilisées pour différents usages et principalement dans le domaine agricole.
Le volume actuel des eaux usées traitées (EUT) est de 147 millions de mètre cube par an provenant de 63 stations d'épuration de l'Office National de l'Assainissement (ONAS). Seulement 20% de ce volume total sont destinés à l'agriculture et sont mobilisés à partir des stations de pompages pour l'irrigation, le reste du volume est déversé dans le milieu Naturel.
L'analyse de l'exploitation des EUT aux cours des cinq dernières campagnes d'irrigation a permis d'en évaluer les différents aspects d'aménagement, d'exploitation, de mise en valeur, de respect des normes…
De gros efforts d'investissements, d'encouragement et d'amélioration des conditions d'utilisation des EUT sont consentis par l'Etat. Il en résulte, en somme, les conditions climatiques aidant, une nette tendance vers l'augmentation de l'usage agricole. Ainsi, la superficie irrigable est passée de 6100 ha en 1998 à 7300 ha en 2002, soit une augmentation de 20% en 4 ans après une période de stagnation de 8 ans, durant laquelle le cadre législatif s'est considérablement structuré. La consommation unitaire a augmenté progressivement de de 900 m^3/ha/an en 1996 à 2600 m^3/ha/an en l'an 2002 sans augmentation de risques sanitaires.

Mots clés : Eaux usées traitées / Périmètres irrigués / Tunisie / Evaluation / Caractérisation.

1. INTRODUCTION

La Tunisie se situe dans une zone à climat semi aride à aride où les précipitations sont faibles et irrégulières. Il en résulte des ressources en eau relativement limitées.

L'augmentation de la population et la fréquence de plus en plus prononcée d'épisodes secs en période hivernale, ont entraîné l'élévation des besoins en eau et une pression accrue sur les ressources hydrauliques conventionnelles. Cette situation a été à l'origine de la recherche d'autres ressources non conventionnelles comme les eaux usées traitées pour l'usage agricole.
Le volume actuel des eaux usées traitées est de 174 millions de m^3 par an provenant de 63 stations d'épuration gérées par l'ONAS.
Seulement 35 millions de m3 (soit 20% du volume total des effluents traités) sont destinés à l'agriculture irriguée et sont mobilisés à partir des stations de pompage, les eaux traitées non utilisées sont déversées dans le milieu naturel.
L'analyse de l'exploitation des EUT au cours des cinq dernières campagnes d'irrigation, a permis d'en évaluer les différents aspects dont un aperçu est présenté ci après.

2. CARACTERISATION DES PERIMETRES AVEC EUT

La superficie totale irrigable à partir des eaux usées traitées (EUT) couvre plus de 7300 ha et a augmenté de près de 1200 ha par rapport à l'année 1998, soit une augmentation d'environ 20% faisant suite à une période de stagnation de 8ans. Durant la période 98-2000 la priorité a été donnée aux périmètres du Centre et du Sud dont l'équipement a couvert 570ha (Dissa: 200ha; Aguila: 117 ha;Oued Essid: 100 ha,…). Pendant la période 2001–2002 les nouveaux périmètres qui ont été réalisés ont couvert 630 ha dans le nord du pays et au Sahel. Ce sont les périmètres de Béja (310 ha) et Medjez El Bab (100 ha) situés dans le gouvernorat de Béja et celui de Msaken (120 ha) au gouvernorat de Sousse.
Les périmètres en cours de réalisation couvrent 377 ha, et concernent les périmètres de Bizerte, Béni-Khiar-Haouaria et Oueljet El khodher, situés respectivement dans les gouvernorat de Bizerte, Nabeul et Medenine.
La superficie en cours d'étude est d'environ 1800 ha et concerne les gouvernorats de Mahdia, du Kef et de Medenine, ainsi que les extensions d'El Hajeb à Sfax et de Dhraâ Tammar à Kairouan .

La consommation en EUT a constamment évolué depuis 1996. La persistance de la sècheresse et les encouragements de l'Etat (tarif de 20 millimes /m^3 depuis 1997) en sont les deux raisons principales dont il s'avère difficile de distinguer l'effet séparément.
Le volume total distribué au cours de l'année 2002 est de 18 millions de m^3.
Cette consommation a été de 3,7 Mm^3 en 1996 (année pluvieuse). Des augmentations annuelles de 23%, 38%, 19 % et 41%, ont été enregistrées pour les années 1999 à 2002.

La consommation à l'hectare est plus importante dans les régions du Centre et du Sud que dans les régions du Nord. En effet, elle est en moyenne de 3750 m^3 dans le centre et de 7000 m^3 dans le sud, alors qu'elle n'est que de 2400 m^3/ha dans le Nord, vu des conditions climatiques plus clémentes dans cette région. Cette consommation unitaire a également augmenté progressivement, avec une moyenne de 38% annuellement, pour atteindre 2600 m^3/ha en 2002 qui est la plus élevée de l'histoire de l'utilisation des EUT en Tunisie, contre 900m^3/ha en 1996.

En l'an 2002, le coût de l'eau utilisée dans les périmètres irrigués à partir des EUT, variant de 23 millimes/m^3 (à Dhraâ Tammar) à 585 mill./m^3 (à Mornag), a permis d'obtenir les taux de recouvrement des frais de fonctionnement de 87 et de 3% respectivement. Ces taux sont variables d'une année à l'autre étant plus importants pour les campagnes 2000 à 2002 que pour celles de 1998 et 1999, avec des moyennes respectives de 34% et 30%.

Ce faible taux est dû à la fixation du tarif à 20 mill./m^3. Les PI ne peuvent ainsi plus subvenir aux dépenses d'énergie et d'entretien de leur système hydraulique. En dehors du périmètre de Dhaâ Tammar (240ha), le tarif de l'eau ne représente qu'une moyenne de 16% de son coût moyen.

Au 31/12/2002, la superficie totale équipée en systèmes d'économie eau dans les périmètres irriguées à partir des Eaux Usées Traitées est de 3131 ha soit 43% de la superficie totale irrigable (7317 ha). En effet, la technique d'irrigation de surface améliorée est la plus prépondérante représentant 31% de la surface totale équipée, suivie par l'aspersion représentant 13% utilisée dans les périmètres de Borj Touil, Mornag, Soukra et Nabeul pour l'irrigation des céréales et des fourrages. Enfin, l'irrigation localisée, utilisée surtout à Ouerdanine et Nabeul dans l'arboriculture, représente moins que 1% de la surface totale équipée. Une surface de plus de 3600 ha est encore irriguée traditionnellement.

Vu que les EUT sont relativement salées et représentent un risque de salinisation, la plupart des périmètres y afférents ont été équipés par des piézomètres pour le suivi du niveau de la salinité de la nappe sous-jacente .

Un nombre total de 103 piézomètres a été installé dans 7 périmètres irrigués dont 46 à Borj Touil, 24 à Drâa Tammar et 16 à Mornag.

Les périmètres encore gérés par les CRDA sont Borj Touil, Soukra, Mornag, Zaouiet Sousse et Dhraâ Tammar couvrant 5277 ha au total soit 72% des périmètres existants.

Dans les périmètres sous gestion mixte, soit Oued Essid (Kasserine) et Dissa (Gabès), les GIC sont chargés de la vente d'eau tandis que le CRDA est chargé de l'entretien et de la maintenance des réseaux.

A El Hajeb, L'OTD Chaâl est le gestionnaire d'une superficie de 325 ha et le reste est géré par le CRDA .

Pour Nabeul, Ouerdanine, Lamta-Sayada-Bouhjar et Aguila, la gestion des périmètres est confiée aux GIC,

Pour les périmètres en début d'exploitation, ceux de Béja, Medjez El Bâb et de Msaken, le GIC sont en cours de constitution.

3. VALORISATION AGRICOLE

Les superficies des cultures irriguées au niveau de la campagne 2001/2002 (en hiver et été) s'élève à 7455 ha répartis comme suit :

- *Fourrages* : 3395 ha, soit 45% de la superficie irriguée.
- *Arboriculture* :2066.5 ha soit 28% de la superficie irriguée (oliviers, grenadiers, agrumes, pêchers, pistachiers, abricotiers et viticulture).
- *Céréales* : 1993 ha, soit 27% de la superficie irriguée.

Concernant les taux d'intensification :

- Le taux d'intensification est variable d'une région à une autre. Il est en moyenne de 81 %. Le périmètre situé dans le gouvernorat de Gafsa présente le taux le plus important de 120%.
- Les périmètres des gouvernorats de Kairouan, Sfax, Kasserine présentent un taux d'intensification de 100%.
- Les périmètres de Soukra, Mornag, Zaouiet Sousse, Ouerdanine et Dissa présentent un taux d'intensification varie entre 81 et 99 %. Le périmètre de Mornag accuse néanmoins un taux de consommation d'eau très faible soit 423 m3/ha/an par rapport à une moyenne du pays de 2650 m3/ha/an.
- Le périmètre de Lamta- sayada- Bouhjar nécessite encore beaucoup d'efforts de sensibilisation pour améliorer le niveau d'utilisation des EUT (43%). La consommation en eau y est de 800 m^3/ha/an.

Concernant l'élevage, au cours de la campagne 2001/2002, le nombre de têtes d'animaux d'élevage et de ceux vivant à l'intérieur des périmètres s'élève à 11377 dont près de 8000 bovins et plus de 2700 ovins.

4. RESULTATS D'ANALYSE DES EAUX USEES TRAITEES

Les résultats d'analyses des EUT des stations d'épuration alimentant les périmètres de Borj Touil(à l'Ariana), El Hajeb (à sfax), Oued

Essid (à Kasserine), Aguila (à Gafsa), Dissa (à Gabès), Dhraâ Tammar (à Kairouan) et Sayada- Lamta (à Monastir) montrent des concentrations en DCO, DBO5 et MES très élevées, dépassant les normes tunisiennes de réutilisation (NT-106-03).

Ces dépassements sont généralement dus au fonctionnement en surcharge des STEP qui a engendré un colmatage rapide des réseaux d'irrigation et la corrosion de quelques équipements hydrauliques.

5. DICUSSIONS ET CONCLUSION

Les principales contraintes à la réutilisation se présentent comme suit:

- Les problèmes fonciers: non application de la réforme agraire (Borj Touil).
- La nécessité du drainage (PI de Zaouiet Sousse, Borj Touil).
- L'absence de bassin de modulation horaire entre les débits en provenance des STEP et ceux de l'irrigation ce qui entraîne le rejet en milieu naturel des EUT pendant les heures de pointe de l'épuration et une insuffisance d'eau pendant les heures d'irrigation (cas de Borj Touil, Mornag et El Hajeb …).
- La présence de margine dans les EUT (El Hajeb en hiver).
- L'existence de débris solides dans les EUT, d'où la corrosion des équipements d'irrigation (périmètres de Borj Touil et Mornag).
- La présence de boues, nécessitant un nettoyage des ouvrages de stockage tous les quinze jours (à Ouerdanine, Zaouiet Sousse…).
- L'absence de pré-traitement des effluents en provenance des kiosques de carburants, des abattoirs ou des tanneries, qui contribue à la mauvaise qualité des eaux usées traitées arrivant aux STEP (cas de Ouerdanine).
- Le manque de moyens auprès des GIC pour des interventions préventives ou curatives.
- Le faible tarif des EUT engendrant des recettes de vente d'eau insuffisantes pour le recouvrement des frais d'exploitation et de maintenance. Il s'ensuit soit un mauvais entretien des réseaux soit de fortes subventions accordées aux CRDA.
- Le manque de contrôle sanitaire (vaccins et analyses) au profit du personnel du CRDA et surtout des agriculteurs qui sont en contact direct avec les EUT.

Pour l'amélioration de l'exploitation et de la gestion de l'eau dans les périmètres irrigués à partir des EUT, quelques actions d'amélioration mériteraient d'être étudiées et mises en œuvre :

- Amélioration de la qualité des eaux usées traitées des stations d'épuration.
- Mise en place d'un système d'alerte entre l'ONAS et le gestionnaire du périmètre afin d'arrêter l'irrigation en cas de problème de qualité.
- Réhabilitation urgente des anciens périmètres pour améliorer leur valorisation (Borj Touil, Mornag et Zaouiet Sousse).
- Prévision d'ouvrages de stockage des EUT afin de subvenir aux besoins de pointe des périmètres irrigués.
- Installation de stations de filtration en tête des réseaux pour éliminer les débris solides dans la plupart des périmètres.
- Installation de réseau de piézomètres pour le contrôle du niveau et de la salinité de la nappe dans les périmètres concernés.
- Création ou extension de réseaux de drainage.
- Renforcement du contrôle des rejets de l'ONAS et curage ou recalibrage des exutoires (cas de Ouerdanine) .
- Renforcement du contrôle des agriculteurs.
- Renforcement de la sensibilisation à l'utilisation des EUT.
- Constitution de GIC dans les périmètres gérés par les CRDA.

Evaluation économique du traitement des eaux usées traitées par épuvalisation

H. El Amami[1], D. Natsoulis[2] et D. Xanthoulis[3]

[1]Institut National de Recherches en Génie Rural Eaux et Forêts – Tunisie
(2) Matera- Bruxelles - Belgique
(3) Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux – Belgique
E-mail : amami.hacib@iresa.agrinet.tn

Résumé - La réutilisation des eaux usées traitées, notamment en agriculture, a été l'une des caractéristiques de la politique hydraulique du pays depuis les années 60, dans le double objectif de protéger l'environnement et d'atténuer la compétition pour l'usage de cette ressource entre les différents usagers.
D'importants investissements ont été alloués pour la construction des stations d'épuration et des bassins de stockage et l'aménagement de périmètres irrigués. Toutefois, les données disponibles font apparaître une utilisation encore faible du volume annuel traitée ; de l'ordre de 30% seulement. Plusieurs raisons sont avancées pour expliquer cette situation; mais il semble que la raison principale demeure la qualité non satisfaisante de l'eau et la restriction imposée au niveau du choix des cultures à pratiquer. L'une des solutions préconisées pour inciter les agriculteurs à une utilisation adéquate de cette ressource, est le traitement plus poussé de ces eaux.
L'épuvalisation, procédé biologique de traitement utilisant les plantes, constitue l'une de ces techniques. Ce système de traitement a montré sa fiabilité dans plusieurs pays méditerranéens. Toutefois, les résultats économiques, notamment en matière du coût additionnel de traitement de l'eau et de son impact sur le revenu du producteur et la valorisation de cette ressource, restent limitées.

L'objectif de ce travail est de déterminer, pour la station expérimentale de Oued Souhil (Tunisie), le coût du traitement (tertiaire) de l'eau par cette technique et d'optimiser la valorisation économique de cette ressource. Un modèle de programmation mathématique a été construit pour une exploitation type afin de quantifier l'effet du traitement complémentaire (tertiaire) de l'eau sur le revenu de l'agriculteur, l'usage de la ressource et sa valorisation économique ; en d'autres termes quantifier le manque à gagner si l'on se limite uniquement au traitement secondaire.
Les résultats obtenus montrent que dans les conditions de l'expérimentation, le coût du traitement tertiaire de l'eau a été de 0.327 DT par mètre cube ; soit 2 fois environ le coût moyen du traitement secondaire du mètre cube d'eau. Malgré ce coût additionnel, le traitement tertiaire de l'eau serait

économiquement plus bénéfique au niveau de l'exploitation. En effet, celui-ci s'est traduit, suite à l'introduction de nouveaux choix culturaux, par une augmentation du revenu de l'agriculteur, d'une meilleure utilisation de l'eau et de sa valorisation économique.

1. INTRODUCTION

Face à la pression sur les ressources en eaux dans les pays du sud de la Méditerranée, en l'occurrence la Tunisie, le traitement des eaux usées pour sa réutilisation dans différents usages, notamment en agriculture, constitue l'une des alternatives qui pourrait atténuer la pression sur cette ressource. Toutefois, une réutilisation large de cette ressource est conditionnée par la qualité microbiologie de l'eau épurée. En effet, une meilleure qualité bactériologique des eaux traitées permet une meilleure utilisation de la ressource et permet également de réduire le risque sanitaire pour les exploitants agricoles et constitue une source de protection de l'environnement.

L'épuvalisation, procédé de traitement biologique et d'épuration des eaux chargées en matières polluantes tant minérales qu'organiques, constitue l'une des techniques qui permet d'améliorer la qualité de l'eau. Cette technique, basée sur le principe des cultures hydroponiques, est utilisée pour le traitement complémentaire des eaux domestiques et dans l'épuration des lisiers. L'appellation d'Epuvalisation provient de la contraction de deux mots : épuration et valorisation.

Les cultures sont cultivées hors sol dans des goulottes de diverses natures. Selon le type des eaux à épurer, on procède à un ou plusieurs passages dans les goulottes. En effet, selon la charge polluante du liquide à épurer, le système peut être utilisé soit en circuit ouvert, où un seul passage suffit pour épurer le liquide, soit en circuit fermé, où l'eau re-circule pendant plusieurs heures ou jours, pour les liquides fortement chargés.

Alors que le fonctionnement en circuit ouvert convient très bien en traitement tertiaire pour les eaux urbaines, l'adoption du fonctionnement en circuit fermé s'avère nécessaire pour les effluents dont la charge polluante est importante.

Les plants qui ont donné les meilleurs résultats sont : celeri, cypérus, canna et le washingtonia, plante ornementale. En Tunisie, c'est plutôt le canna qui a donné les meilleurs résultats, suivi par la culture du Washingtonia.

En dépit des réussites techniques, peu de résultats sont disponibles sur les aspects économiques de cette technique et notamment le coût de traitement d'un mètre cube d'eau. L'objectif de ce travail consiste à déterminer le coût du traitement du mètre cube d'eau par cette technique et les possibilités de son utilisation dans le développement.

2. METHODOLOGIE

L'approche méthodologique utilisée dans le cadre de ce travail et une approche analytique. Tous les éléments qui composent le coût de traitement de l'eau sont identifiés et l'on distingue :

- le coût d'investissement et ;
- le coût de fonctionnement.

Le coût de l'investissement englobe les frais d'étude et de conception de la station, d'acquisition ou de la location du terrain, de canalisation, de génie civil, du matériel d'épuration, d'équipement en matériel scientifique, d'entretien etc. Le coût de la main d'œuvre qui accompagne la réalisation et l'installation des équipements a été aussi inclu dans le coût de ces équipements.

Le coût de fonctionnement englobe le coût de l'énergie pour les pompes, l'éclairage et les autres équipements, les frais annuels de maintenance des équipements et des locaux pour toute la station, les frais de financement (taxes, impôts, assurances, intérêts sur crédit etc) et les autres frais de fonctionnement (communication, transport, main d'œuvre occasionnelle etc), L'investissement annuel (I_A) a été calculé, selon le taux pratiqué en Tunisie, à partir de l'amortissement de chacune des rubriques qui composent l'investissement. Le coût de l'investissement annuel par mètre cube d'eau est calculé en divisant l'investissement annuel (I_A) par le volume d'eau (V_E) traitée par la station au cours d'une année ; il est formulé comme suit :

$$\text{Coût}/m^3 = I_A/V_E$$; le coût exprimé en DT.

Parallèlement, le coût de fonctionnement par mètre cube d'eau a été calculé en divisant le coût total de fonctionnement annuel (CF_A) par le volume total d'eau épurée (V_E) ;il est formulé comme suit:

$$\text{Coû}/m^3 = CF_A/V_E$$

Le coût de traitement annuel par mètre cube (C_A) est le résultat de la somme du coût d'investissement et du coût de fonctionnement divisé par le volume annuel d'eau traité par la station; c'est à dire :

$$C_A/m^3 = (I_A+CF_A)/V_E$$

La détermination du coût annuel par mètre cube d'eau traité par épuvalisation est d'une importance majeure. En effet, il indique le coût

additionnel par mètre cube à supporter si l'on veut améliorer la qualité de l'eau et passer du traitement secondaire à un niveau de traitement supérieur.

3. CADRE D'APPLICATION

Le travail a été appliqué à la station expérimentale du traitement des eaux usées par épuvalisation, installée dans la station de recherches de l'INRGREF située dans le Cap-Bon, Nord-Est de la Tunisie. Les eaux usées traitées qui sont utilisées sur ce site expérimental proviennent d'une station d'épuration par boues activées. L'expérimentation fonctionne en circuit ouvert étant donné que le liquide à épurer est une eau urbaine. La culture purifiante utilisée est le Washingtonia.
L'expérimentation a utilisé une partie de l'infrastructure déjà en place de la station (Terrain, bâtiments, tableaux de commandes électriques, canalisation de l'adduction de l'eau). Du fait qu'il était difficile de déterminer la part de « la station d'épuvalisation » dans les coûts de cette infrastructure, les coûts relatifs à ces éléments n'ont pas été pris en considération dans la détermination du coût de traitement de l'eau par épuvalisation.

4. RESULTATS

Les résultats montrent que le coût d'investissement annuel pour le traitement de l'eau revient, dans les conditions de la station expérimentale, à 0.218 DT/m^3. Plus des 67% de ce coût revient aux frais des équipements, en particulier les goulottes et leurs supports. Le coût de fonctionnement annuel revient à 0.109 DT/m^3 ; ce qui fait que le coût annuel du traitement de l'eau revient à 0.327 DT/m^3 (Tableau N°1).

Tableau N°1 : Coût annuel d'investissement, de fonctionnement et de traitement de l'eau

Rubriques	Unités	Quantité

Amortissement annuel de l'investissement	DT	3113
Coût de fonctionnement annuel	DT	1589
Volume annuel de l'eau traitée	m^3	14600
Investissement par mètre cube d'eau (I_A)	DT/m^3	0.218
Coût de fonctionnement par mètre cube d'eau (CF)	DT/m^3	0.109
Coût annuel de traitement de l'eau (I_A + CF)	DT/m^3	0.327

Le coût additionnel pour le traitement des eaux usées par la technique d'épuvalisation revient assez cher et ne peut, dans le cas de l'usage agricole par exemple, inciter les agriculteurs pour l'utilisation adéquate de cette ressource ; d'autant plus que les analyses bactériologiques de la qualité de l'eau n'autorisent pas un usage sans restrictions en matière de choix des cultures.
Les goulottes et leurs supports, fabriqués en aciers galvanisés dans le cas de l'expérimentation, constituent les éléments d'investissement les plus chers ; ils en représentent 36%. La simulation de la construction de ces éléments en béton fait apparaître une réduction de 37% sur le coût de l'investissement annuel et de 25% sur le coût de traitement annuel de l'eau : celui-ci passe de 0.327 DT/m^3 à 0.249 DT/m^3. Dés lors, si l'on recommande un tel système pour le développement les goulottes et leurs supports devraient être construites en matériaux moins chers que l'acier galvanisé tels que le béton ou les briques etc.

5. CONCLUSION

L'épuvalisation est une technique de traitement et de valorisation de l'eau qui utilise les plantes. Elle a été utilisée avec succès pour le traitement complémentaire des eaux dans le cadre de différents programmes et dans différents pays. L'eau épurée peut servir pour différents usages; les plantes elles même peuvent servir à multiples fins (production d'aliments pour bétail, production de plantes ornementales, production de semences etc).
En dépit de l'efficacité technique, les analyses économiques sur l'efficacité d'un tel système restent limitées. L'objectif de ce travail consiste à déterminer le coût du traitement de l'eau par cette technique et les possibilités de son utilisation dans le développement. Le travail, a été

appliqué au niveau d'une station expérimentale d'épuvalisation située au Cap-Bon à Oued Souhil en Tunisie.

Les résultats montrent que dans les conditions de la station expérimentale, le coût de traitement de l'eau revient à 0,327 DT/m^3. Le coût de l'investissement représente 67% de ce coût et celui de fonctionnement 36%. Ce coût est considéré élevé pour que cette ressource puisse être valorisée en agriculture, notamment avec la persistance des restrictions sur le choix des cultures à pratiquer.

Toutefois, en matière de préservation de l'environnement, l'épuvalisation fournit un service certain : les résultats d'analyses montrent une diminution considérable des charges polluantes de l'eau; d'où :

- une eau de meilleure qualité pour l'usage agricole ;
- une diminution des risques sanitaires pour les usagers de cette ressource ;
- une diminution des risques d'eutrophisation des cours d'eaux suite aux prélèvements des plantes des éléments nutritifs etc.

Dés lors, nous pouvons dire que l'épuvalisation pourrait être recommandée pour le traitement des eaux usées des petites agglomérations, pour qui la construction de station d'épuration pourrait s'avérer coûteuse.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. M. Bertaki « Epuvalisation : A purification technique for the treatment and valorization of wastewater » - Rapport de stage, Gembloux 2000.
2. Cost Effectiveness in Water Quality Programs, U.S. EPA Office of Air and Water Programs – October 1972.
3. D. Natsoulis « Sustainability and optimisation of treatment and use of wastewater in agriculture » - Brussels-Belgium, January 2003.
4. D. Xanthoulis « L'Epuvalisation » - Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux- Belgique, 2000 ;
5. D. Xanthoulis et al « Optimisation de la réutilisation des eaux usées traitées en irrigation » - Rapport de recherche, 2002.

6. DG/GR et INRGREF « L'utilisation des eaux usées traitées à des fins agricoles » - Actes du séminaire – Tunis 27-28 Mai 1998.

Optimisation de la fertilisation azotée de cultures légumières sous irrigation avec des eaux usées

D. Xanthoulis[1] et N. Fonder[1]

[1]*Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, asbl Epuvaleau, 2, avenue de la Faculté, B-5030 Gembloux, Belgique*

Email: xanthoulis.d@fsagx.ac.be

Résumé - Les expérimentations menées durant quatre années sur cinq cultures consécutives avaient pour objectifs d'optimiser la fertilisation azotée lors d'irrigation avec des eaux usées. Les eaux utilisées pour le lavage, le blanchiment et l'épluchage des légumes d'une usine agro-alimentaire sont récupérées et utilisées pour l'irrigation des cultures légumières du périmètre irrigué développé autour de l'usine. Quatre cultures légumières ont été testées (épinards, haricots, carottes et fèves) ainsi qu'une céréales (froment d'hiver).

L'essai a étudié l'influence sur les rendements et les reliquats azotés dans le sol après culture de trois fertilisations azotée différentes par rapport à un témoin ne recevant pas d'azote minéral complémentaire et un apport ou non d'eaux usées par irrigation. Pour les trois cultures légumières de haricots, carottes et fèves qui ont pu être irriguées, les rendements ont toujours été statistiquement supérieurs lorsqu'il y avait un apport d'eau complémentaire par irrigation avec les eaux usées. Le facteur fumure a favorablement amélioré les rendements, ou le taux de protéines pour les céréales. Les reliquats azotés dans le sol après récolte ont respecté la normes européenne de 50KgN/ha tant que la fertilisation recommandée n'était pas dépassée. L'irrigation permet une meilleure solubilisation de l'azote, ce qui facilite son exploitation par la culture en place et réduit les résidus dans le sol après récolte.

<u>Mots clés</u> : Irrigation, eaux usées, cultures légumières, fertilisation azotée

1. INTRODUCTION

Le projet INCO est un programme européen rassemblant 7 partenaires méditerranéens. La Belgique assure la coordination scientifique et technique du projet tout en menant des recherches sur l'optimisation de la fertilisation azotée et l'impact de l'irrigation avec des eaux usées industrielles sur la stabilité structurale des sols, pour des cultures légumières.

Le but de l'expérimentation est de déterminer la fertilisation azotée qui assure, pour les cinq cultures testées, les meilleurs rendements et garantit des résidus en azote minéral dans le sol après culture respectueux de la norme européenne de 50 kg N/ha, lors d'irrigation avec des eaux usées industrielles.

2. MATERIEL ET METHODE

Le site expérimental est localisé dans le périmètre irrigué développé autour de l'usine de production de légumes surgelés, Hesbaye Frost. Tout en respectant la rotation culturale sur la parcelle de l'agriculteur accueillant notre expérimentation, quatre cultures légumières ont été étudiées (épinard, haricot, carotte et fève) ainsi qu'une céréale (froment d'hiver).
Les facteurs d'expérimentation sont l'irrigation ou non de la culture avec les eaux usées industrielles du réseau et le facteur fumure, trois niveaux de fertilisation en azote minéral, par rapport à un témoin qui ne reçoit pas d'azote minéral sont testés.
Le dispositif expérimental est un split plot à 2 étages à 4 répétitions, en sous bloc le facteur irrigation non aléatoire et le facteur fumure aléatoire. Les blocs d'essais se localisent dans la même unité pédologique. L'implantation des essais en champ se fait au théodolite en prenant des repères fixes extérieurs au champ pour assurer la reproduction du dispositif d'une culture à l'autre. La fumure azotée conseillée est déterminée à l'aide du logiciel AZOBIL, et tient compte notamment des réserves du sol en azote minéral mesurées juste avant l'implantation de la culture et de l'azote qui sera libéré en cours de culture par minéralisation. Les 3 doses étudiées sont : dose recommandée N AZOBIL, ½ N et 3/2 N par rapport au témoin sans azote.
Les paramètres mesurés sont :le rendement pour chaque parcelle ; l'azote minéral du sol, mesuré dans les parcelles sur une profondeur de 1,5 m ; une première fois dans les 8 parcelles recevant la fumure N avant semis pour le calcul du conseil de fumure puis après récolte, dans les 32 parcelles de l'essai pour établir le bilan azoté ; la composition en azote, phosphore et potassium des eaux usées épandues par irrigation et le profil hydrique est suivi par un relevé hebdomadaire de sondes TDR.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

Le tableau 1 synthétise les résultats obtenus par culture, pour les principaux paramètres mesurés, selon les facteurs irrigation et fertilisation azotée.

Tableau 1 : Synthèse des résultats obtenus pour les paramètres étudiés selon les facteurs "fumure" (moyenne sur 8 parcelles) et "irrigation" (moyenne sur 16 parcelles)

Culture	Paramètres	Facteur Fumure				Facteur Irrigation	
		Témoin	1/2 Azobil	Azobil	3/2 Azobil	N irr	irr
Epinard	Fumure appliquée	0	93	184	278	-	-
	Rendements	***6811****	***28167 ****	***36544****	***40411****	-	***20747***
	Ecarts moyens	1144	2856	3325	1492		1640
semis 10 avril 99	N exporté par les épinards	23	97	129	161		
récolte 2 juin 99	Teneur M.S. épinards (%)	10,5	8,1	6,9	7,2		
	Reliquats azotés sur 60 cm	*11*	*19*	*46**	*142**	-	*28*
Haricot	Fumure appliquée	0	27	51	77	-	-
	Rendements	***19315****	***20172****	***21176****	***22326****	***19404****	***22090****
	Ecarts moyens	1213	1354	1379	1686	1068	1428
semis 03 juillet 99	N exporté par les haricots	68	70	77*	86*	74	77
récolte20 sept 99	Teneur M.S. haricots (%)	11,7	11,8	11,6	11,4	12,3*	10,9*
	Reliquats azotés sur 60 cm	*22*	*25*	*29*	*63**	*44**	*26**
Froment	Fumure appliquée	0	75	149	221	-	-
	Rendements (15 % H.R.)	***5917****	***7417***	***7728***	***7683***	***7186***	-
	Ecarts moyens	439	307	396	274	708	
semis 18 oct 99	**Protéines (%)**	**12,2***	**13,6***	**14,6***	**15***	**13,8**	-
récolte 9 août 00	Ecarts moyens	0,4	0,3	0,2	0,2	1,0	
	Reliquats azotés sur 150 cn	*23*	*22*	*29*	*83**	*40*	-
Carotte	Fumure appliquée	0	20	40	60	-	-
	Rendements	***63758***	***63400***	***65533***	***64233***	***61658****	***66804****
	Ecarts moyens	6592	6017	7433	4967	6433	5912
semis 14 mai 01	N exporté par la racine	53	63	68	72	65	63
récolte 31 août 01	Teneur Mat.sèche (%)	10	10	10	9,9	10,4	9,8
	Reliquats azotés sur 60 cm	*20*	*24*	*19*	*32**	*25*	*22*
Fève	Fumure appliquée	0	20	40	60	-	-
	Rendements	***7551***	***7717***	***7816***	***7753***	***7240****	***8210****
semis 16 mai 02	Ecarts moyens	435	511	979	273	276	507
récolte 8 août 02	Tendérométrie (points)	119	123	124	126	122	124
	Ecarts moyens	4	6	6	4	4	6
	Reliquats azotés sur 90 cm	*54*	*47*	*53*	*57*	*49**	*54**

* Différence statistiquement significative
Les rendements sont exprimés en Kg/ha
Le reliquat d'azote minéral dans le sol et la fumure appliquée sont exprimés en kg N/ha

Les rendements ont été significativement différents pour tous les niveaux de fumure étudiés pour la culture d'épinards. Les rendements augmentent avec la dose d'azote appliquée mais le gain de rendement par rapport à la quantité d'azote apportée diminue fortement lorsqu'une dose supérieure à l'optimum recommandé est appliquée. Une moins bonne utilisation de l'azote est constatée lorsque les quantités apportées augmentent, le Coefficient Apparent d'Utilisation de l'azote (CAU) passe de 80 % pour la dose ½ N à 50 % pour la dose 3/2 N. Parallèlement, une augmentation de la quantité d'azote exportée par la plante et de la teneur en nitrate dans la plante est mesurée en fonction de la dose d'azote appliquée. En ce qui concerne l'analyse des nitrates dans les feuilles à la récolte, les valeurs mesurées restent en moyenne acceptables pour tous les niveaux de fumure (norme européenne de 2500 mg/kg de matière fraîche).
La culture de haricots a bien répondu à la fumure azotée et la valorise par des rendements statistiquement plus élevés en fonction des fumures croissantes. L'irrigation a également significativement amélioré les

rendements par rapport à la non irrigation. L'azote organique total exporté par les haricots est significativement plus élevé pour la fumure recommandée et pour la dose 3/2 N que pour le témoin et la moitié de la dose recommandée. La teneur en matière sèche des haricots est inférieures en conditions d'irrigation, la plante n'est pas en condition limitante en eau. L'irrigation permet à la culture une meilleure exploitation de la fumure azotée.

Les trois niveaux de fertilisation testés sur la culture de froment ne se distinguent en terme de rendement que par rapport au témoin sans azote. Ceci suggère que l'excès azoté non valorisé par la culture est gaspillé, avec un risque de verse plus important lorsque la fumure est excessive. L'impact de la fertilisation s'est par contre favorablement marqué au niveau de la teneur en protéines, facteur important pour les variétés de froment panifiables.

La culture de carottes ne se distingue pas en terme de rendements selon le facteur fumure mais présente des rendements significativement différents pour le facteur irrigation, en faveur de l'irrigation.

Le facteur fertilisation azotée n'a pas eu d'influence significative sur les rendements de la culture de fèves des marais. Par contre, le facteur irrigation a une influence significative sur les rendements. La tendérométrie est un indice de tendreté, défini par une échelle de points mesurant la résistance à l'écrasement. Cet indice n'est pas influencé significativement par la fertilisation azotée, ni par l'irrigation.

4. CONCLUSION

En conclusion, toutes les cultures qui ont été irriguées ont présenté des rendements significativement différents, favorablement influencé par l'irrigation. L'irrigation permet de moindre accumulation d'azote dans les plantes, avec une teneur en matière sèche inférieure, par rapport à la non irrigation. Les niveaux de fertilisation azotée testés laissent des résidus acceptables dans le sol jusqu'à la dose recommandée, mais deviennent excessifs une fois que le conseil de fumure est dépassé. De part leur localisation dans les horizons supérieurs du sol, les excédents sont cependant récupérables par une gestion raisonnée de l'inter culture.

Il faut néanmoins surveiller la composition des eaux usées épandues pour un éventuel impact en surface d'une charge supplémentaire en éléments nutritifs. Une bonne gestion des irrigations, une fumure raisonnée et une gestion raisonnée de l'interculture permettent de ne pas polluer les aquifères par le lessivage des nitrates en profondeur.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Bernaerdt R., Guillaume P., Heens B., Xanthoulis D. *Etude économique d'un système de recyclage d'eaux usées par irrigation*. CMH, FUSAGHx UER Hydraulique Agricole, 1996 ; 21 p.
2. CMH. *L'irrigation en Hesbaye. Projet pilote de Boelhe*. Centre d'étude et d'expérimentation maraîcher et fourrager de Hesbaye, asbl 1991;13p.
3. Dagnelie P. *Théorie et méthodes statistiques*. Volume 1. Les presses agronomiques, 1973 ; 353 p.
4. Dautrebande S. *Rapport d'activité du comité pour l'étude de la fertilité physique des sols*. I.R.S.I.A. FUSAGx Génie Rural, 1983 ; 217 p.
5. Dong Y.Kim, Burger J.A. Nitrogen transformations and soil processes in a wastewater- irrigated, mature Appalachian hardwood forest. Forest Ecology and management 90, 1997, p.1-11.
6. Fleussu B., Xanthoulis D. *Uniformité d'arrosage dans le cas d'une irrigation avec des eaux usées.* T.F.E. FUSAGx UER Hydraulique Agricole, 1994 ; 80 p.
7. *Gestion des nitrates dans la rotation épinard/haricot, premier résultats de l'étude*. Le Centre Maraîcher de Hesbaye a.s.b.l., Hesbaye Frost s.a., 1994, 18 p.
8. Geypens M., Honnay J.P. *Matières organiques dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales.* I.R.S.I.A. Comité de Recherche sur la Matière Organique du Sol, 1995, 104p.
9. Gillet A. *Piloter l'azote devient indispensable*. La France Agricole, 19 mars 1999, 4p.
10. Hauser G.F. *Enquêtes de fertilité des sols dans les champs des agriculteurs.* Bulletin pédologique de la FAO N°11, 1985
11. Heens B. *Etude des paramètres physiques et hydriques d'un sol soumis à deux types de pratiques culturales (travail minimum et labour).* T.F.E. FUSAGx UER Hydraulique Agricole, 1990 ; 69 p.